

Programme les sentinelles du climat – Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Fanny Mallard

▶ **To cite this version:**

Fanny Mallard. Programme les sentinelles du climat – Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine. C. Nature, 2018. hal-02060363

HAL Id: hal-02060363
https://hal.science/hal-02060363v1

Submitted on 7 Mar 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

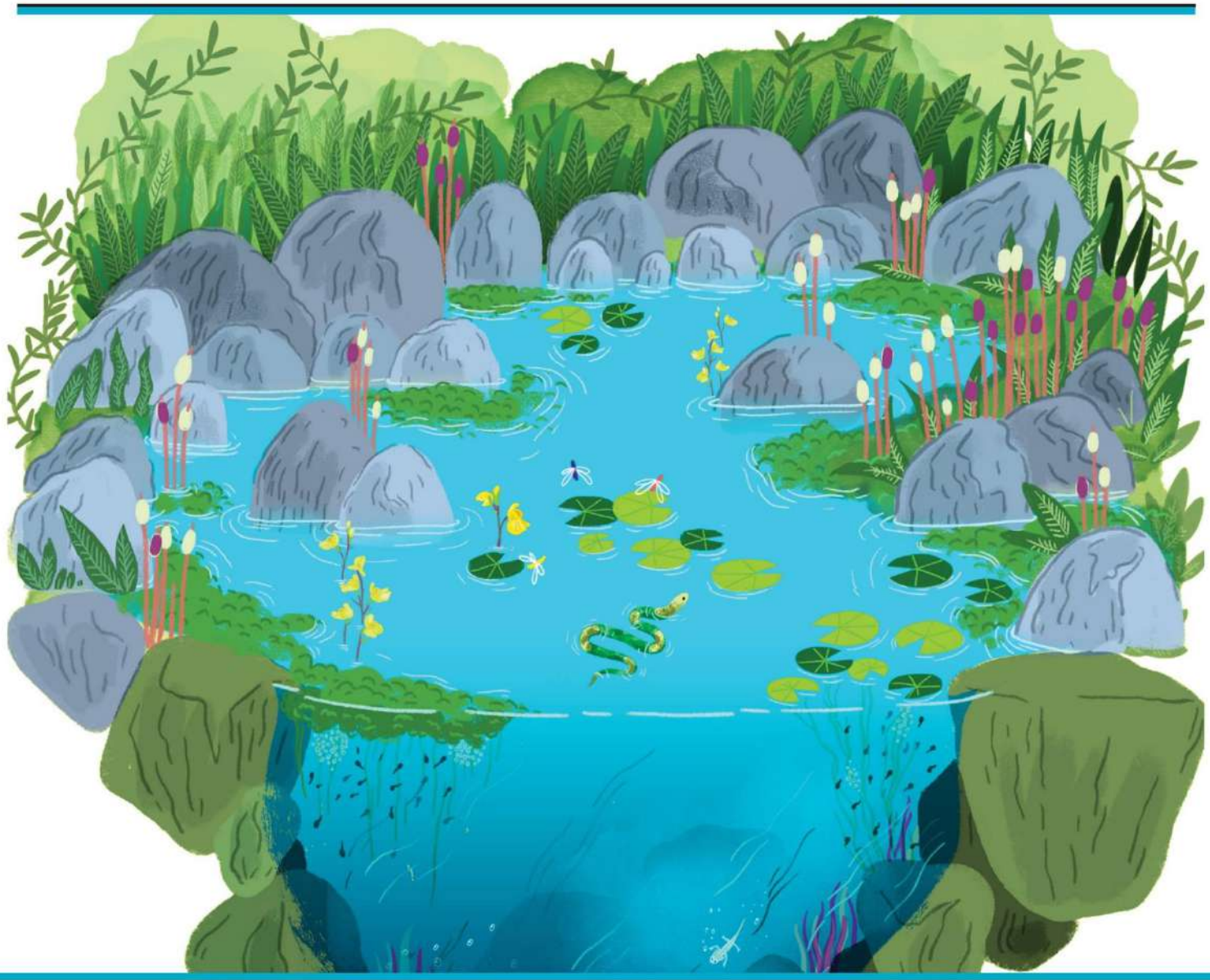
L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Décembre 2018

les sentinelles du climat

Programme « Les sentinelles du climat »

Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine



Fanny Mallard

Coordinatrice du programme les sentinelles du climat – Cistude Nature – fanny.mallard@cistude.org – 05.56.28.47.72

Avertissement : Le texte et les figures cachés en noir [redacted] ne font pas partie des éléments consultables en libre accès. Ces éléments font partie des données sensibles sur les espèces. Pour plus d'information veuillez contacter fanny.mallard@cistude.org

Référence bibliographique à utiliser :

Mallard F. (coord.), 2018. Programme les sentinelles du climat – Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine, C. Nature : Le Haillan, Gironde, 805 p.

Coordination :

Fanny Mallard[1]

Auteurs et contributeurs par ordre d'apparition dans le texte :

Fanny Mallard[1], Olivier Lourdais[2], Michaël Guillon[2], Florèn Hugon[3], Frank D'Amico[3], Rémi David[4], Kévin Romeyer[4], Grégory Caze[4], Maud Berroneau[1], Romain Bissot[4], Sandy Bulté[1], Thomas Gachet[5], Pierre-Yves Gourvil[5], Justine Poujol[1], Philippe Legay[1], Thomas Ruys[1], Mickaël Mady[6], Olivier Nawrot[6], Ludovic Olicard[7], Marta Infante Sanchez[7], David Soulet[5], Gaëlle Caublot[8], Julien Jemin[8], Jean-Christophe Bartolucci[5], Gilles Bailleux[5], Jean-Yves Georges[9], Stéphanie Darblade[10], Didier Leveau[11], Laurent Chabrol[6], Bureau d'étude Becheler Conseils, Emma Valadas[1], Mathieu Molières[1], David Genoud[12], Matthieu Berroneau[1], Claire Caldier[1], Gabrielle Sauret[1], Elodie Malavialle[1]

[1] Cistude Nature,
[2] Centre d'Études Biologiques de Chizé (CEBC)
[3] Université de Pau et Pays de l'Adour (UPPA)
[4] Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (CBNSA),
[5] Conservatoire d'espaces naturels d'Aquitaine (CEN Aquitaine),
[6] Conservatoire botanique national du Massif central (CBNMC),
[7] Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (CBNPMP),
[8] Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin (GMHL),
[9] Institut Pluridisciplinaire Hubert Curien (IPHC),
[10] Réserve Naturelle de l'Étang Noir,
[11] Réserve Ornithologique du Teich,
[12] David Genoud – DGe

Pour plus d'informations :

Site internet du programme les sentinelles du climat : www.sentinelles-climat.org

Avant-propos

Ce document est réalisé dans le cadre du programme de recherche appliquée « Les sentinelles du climat » (2016-2021) sur l'étude des effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine.

Pour plus d'informations :

Site internet du programme les sentinelles du climat : www.sentinelles-climat.org

Productions du programme les sentinelles du climat 2016-2017

Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Tome III : Cadre de la modélisation prédictive des réponses des espèces face au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine

Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Tome V : Prise en compte des éléments paysagers dans la modélisation des répartitions des espèces sentinelles du climat

Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Tome VII : Vers la mise en place d'une base de données des suivis des espèces sentinelles du climat

Résumé

La compréhension des effets locaux du changement climatique sur la biodiversité est essentielle pour orienter les politiques environnementales et de gestion des espaces naturels. Le manque de connaissances au niveau régional a conduit au développement d'un programme de recherche « les sentinelles du climat » (2016–2021). À partir du territoire de la région Nouvelle–Aquitaine, en 2016, une vingtaine d'indicateurs du changement climatique dits sentinelles du climat ont été développés dans différents écosystèmes. Etudier les effets du changement climatique sur ces sentinelles à l'échelle régionale nécessite de nombreuses observations sur le terrain afin d'obtenir des résultats significatifs. Les observatoires régionaux sont des outils permettant d'accéder à une masse d'observations naturalistes, validées et diffusées sur tout le territoire. En 2018, des premières modélisations exploratoires ont permis notamment de déterminer les facteurs climatiques déterminants pour des espèces d'amphibiens et reptiles. Cependant, ces données permettent d'accéder uniquement aux données de présence. La combinaison des données d'abondance avec celle des données de présence enrichit et valide les modèles. Ces données nécessitent, dans tous les cas, une mise en place de protocoles d'échantillonnage standardisés sur le terrain. Des plans d'échantillonnage des indicateurs ont été élaborés en 2016, testés et évalués en 2017. Ces protocoles de suivi des espèces sont complétés par des mesures de température et d'humidité sur chaque site. En 2018, les premiers résultats exploratoires ont permis de réaliser un état de référence et de comparer deux années de suivis pour certains taxons. Enfin, essentielles pour l'élaboration de stratégies de conservation, les connaissances développées doivent être largement diffusées. Pour que chacun devienne acteur du programme, une plateforme de sciences participatives « l'observatoire des sentinelles du climat » a été élaborée sur l'étude de la phénologie d'espèces animales et végétales facilement identifiables par l'ensemble des publics visés.

Mots clés : abondance, amphibiens, changement climatique, diversité, flore, impacts, indicateurs, insectes, mammifères, modélisation, protocole d'échantillonnage, reptiles, richesse, sciences participatives.

Remerciements

Nous remercions l'Union européenne, la région Nouvelle-Aquitaine, le Département de Gironde et le Département des Pyrénées Atlantiques pour leur soutien et le financement du programme « les sentinelles du climat ».

Nous remercions également les membres du conseil scientifique 2017 pour leurs avis, leurs analyses, et leurs conseils sur les méthodes, les protocoles, les modèles et les résultats de l'ensemble du programme :

- Hervé Le Treut, Président d'honneur du conseil scientifique, Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie ;
- Yohana Cabaret, docteur, chargée de mission à AcclimaTerra, comité scientifique régional sur le changement climatique en Nouvelle-Aquitaine,
- Sylvain Delzon, chercheur à l'INRA / Université de Bordeaux, UMR Biodiversité Gènes et Ecosystèmes ;
- Didier Grimal, responsable Études et Climatologie, DIRSO/EC/D, Météo-France – Direction Interrégionale Sud-Ouest, Études et Climatologie,
- Oliver Lorvelec chercheur à l'INRA / Université de Rennes, UMR Écologie et Santé des Ecosystèmes ;
- Claude Miaud, chercheur au CNRS, Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive ;
- Benoît Sautour, Professeur – Université Bordeaux – UMR EPOC, Station Marine,
- Inge Van Halder, chercheur à l'INRA / Université de Bordeaux, UMR Biodiversité Gènes et Ecosystèmes.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION GENERALE 1

1.1 Démarche de recherche du programme 1
1.2 Région Nouvelle-Aquitaine : un laboratoire d'étude à ciel ouvert 2
1.3 Indicateurs « sentinelles du climat » 4
1.4 Démarche d'analyses et modélisation 4
1.5 Transmission de la connaissance 7
1.6 Structure du rapport 7

2. MODELISATION EXPLORATOIRE DE LA REPARTITION DES ESPECES FACE AU CHANGEMENT CLIMATIQUE 9

2.1 Démarche de recherche 9
2.2 Sensibilité climatique des espèces animales 13
2.3 Sensibilité climatique des espèces végétales 60

3. SUIVIS METEOROLOGIQUES (RELATION TEMPERATURE – BIODIVERSITE) 88

3.1 Complément au matériel et méthode 89
3.2 Résultats exploratoires 95
3.3 Discussion 107

4. SUIVIS DES INDICATEURS BIOLOGIQUES DES ECOSYSTEMES DUNAIRES 110

4.1 Communautés végétales des dunes littorales non boisées 110
4.2 Lézard ocellé (*Timon lepidus*) 110

5. SUIVIS DES INDICATEURS BIOLOGIQUES DES ECOSYSTEMES SECS 125

5.1 Communautés végétales des pelouses sèches calcicoles 125
5.2 Populations de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles 140
5.3 Communautés de micromammifères 192

6. SUIVIS DES INDICATEURS BIOLOGIQUES DES ECOSYSTEMES HUMIDES 205

6.1 Communautés végétales des tourbières et bas-marais acidiphiles 205
6.2 Communautés végétales des landes humides et tourbeuses 220
6.3 Populations de lépidoptères de landes humides 220
6.4 Azuré des mouillères *(Phengaris alcon)* 267
6.5 Lézard vivipare (*Zootoca vivipara*) 306
6.6 Vipère péliade 318

6.7 Communautés végétales des lagunes du plateau landais 324
6.8 Leucorrhines et cortège d'odonates associé 345
6.9 Rainette ibérique *(Hyla molleri)* et Rainette verte *(Hyla arborea)* 374
6.10 Communautés végétales des rives d'étangs arrière-littoraux 385
6.11 Cistude d'Europe *Emys orbicularis* 401

7. SUIVIS DES INDICATEURS BIOLOGIQUES DES ECOSYSTEMES FORESTIERS 416

7.1 Communautés végétales de forêts à hêtre de plaine 416

8. SUIVIS DES INDICATEURS BIOLOGIQUES DES ECOSYSTEMES MONTAGNARDS 465

8.1 Communautés végétales de pelouses acidiphiles psychrophiles 465
8.2 Apollon *(Parnassius apollo)* et cortège de lépidoptères de montagne associé 465
8.3 Communautés des orthoptères 501
8.4 Cortèges des bourdons pyrénéens 521
8.5 Grenouille des Pyrénées *(Rana pyrenaica)* 542
8.6 Lézard de Bonnal (Iberolacerta bonnali) et Lézard catalan (Podarcis liolepis) 554
8.7 Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*) 583

9. OBSERVATOIRE DES SENTINELLES DU CLIMAT 593

9.1 Démarche pédagogique des projets de classe 594
9.2 Mise en place d'un dispositif pédagogique 596
9.3 Eléments de communication 597

10. CONCLUSION GENERALE 599

11. BIBLIOGRAPHIE 620

12. ANNEXES 649

1. Introduction générale

Auteur : Fanny Mallard

1.1 Démarche de recherche du programme

La compréhension des effets locaux du changement climatique sur la biodiversité est essentielle pour orienter les politiques environnementales et de gestion des espaces naturels. Le manque de connaissances au niveau régional a conduit au développement d'un programme de recherche « les sentinelles du climat » (2016–2021) (MALLARD & COUDERCHET, 2019). L'originalité du programme réside dans le suivi multi–écosystèmes, multi–espèces dans le temps et à l'échelle de la région Nouvelle–Aquitaine. Il pose en liminaire la problématique suivante : Comment évaluer et prédire la réponse de la biodiversité régionale au changement climatique ? Le défi est de développer la connaissance des fonctionnements multi–échelles donc de coupler les variables dans l'espace et dans le temps, de combiner différents regards disciplinaires en facilitant la circulation multi–publics des connaissances.

Il s'agit d'identifier des indicateurs biologiques pertinents à l'échelle régionale pour à la fois évaluer l'état de la biodiversité et tenter de prédire sa réponse au changement climatique. Les indicateurs permettent une réduction du nombre de mesures, simplifiant ainsi l'approche de phénomènes complexes. Ils donnent une image de l'état de santé actuel de la biodiversité, leur dimension prospective doit permettre aux gestionnaires de prendre des décisions et d'en évaluer les conséquences.

Les indicateurs utilisés sont d'ordre « biologique » et concernent des espèces (ou groupes d'espèces) de flore et de faune étudiées dans leur milieu. L'état et l'évolution de ces indicateurs sont reliés à un ensemble de paramètres climatiques mesurés à des échelles de temps et d'espace différentes. Ces données concernent la température, l'hygrométrie, la pluviométrie, la radiation solaire, la vitesse du vent, afin de dégager des tendances de l'impact de leurs variations sur l'état de la biodiversité. Trois types de réponses de la biodiversité face au changement climatique sont actuellement reconnus : (1) l'expansion, la persistance par adaptation génétique ou plasticité phénotypique, (2) le glissement, la migration vers des zones refuges plus appropriées ou (3) la contraction, l'extinction locale, l'effondrement, le déclin (DAVIS & SHAW, 2001). Le nombre d'extinctions locales dépendra fortement de la capacité des espèces à se déplacer ou à s'adapter (FODEN *et al.*, 2008). A l'échelle régionale ou locale, les espèces les plus menacées sont celles qui ont des restrictions spatiales latitudinales et altitudinales et des capacités de dispersion limitées (FEEHAN *et al.*, 2009). Elles sont en outre facilement observables, autorisant pour leur étude des protocoles simples et peu couteux. Nous posons ainsi les hypothèses suivantes :

- ces espèces devraient être parmi les premières à répondre aux variations climatiques locales et constituent donc les « sentinelles du climat », véritables modèles réduits dans l'espace et dans le temps de la réponse de la biodiversité au changement climatique ;
- il est possible d'isoler les facteurs climatiques des autres facteurs de leur dynamique.

A partir de ces indicateurs, deux objectifs principaux sont alors distingués :

- Le premier est d'ordre écologique et vise à déterminer les effets potentiels du changement climatique sur la biodiversité par le suivi de l'état de ces espèces sentinelles.

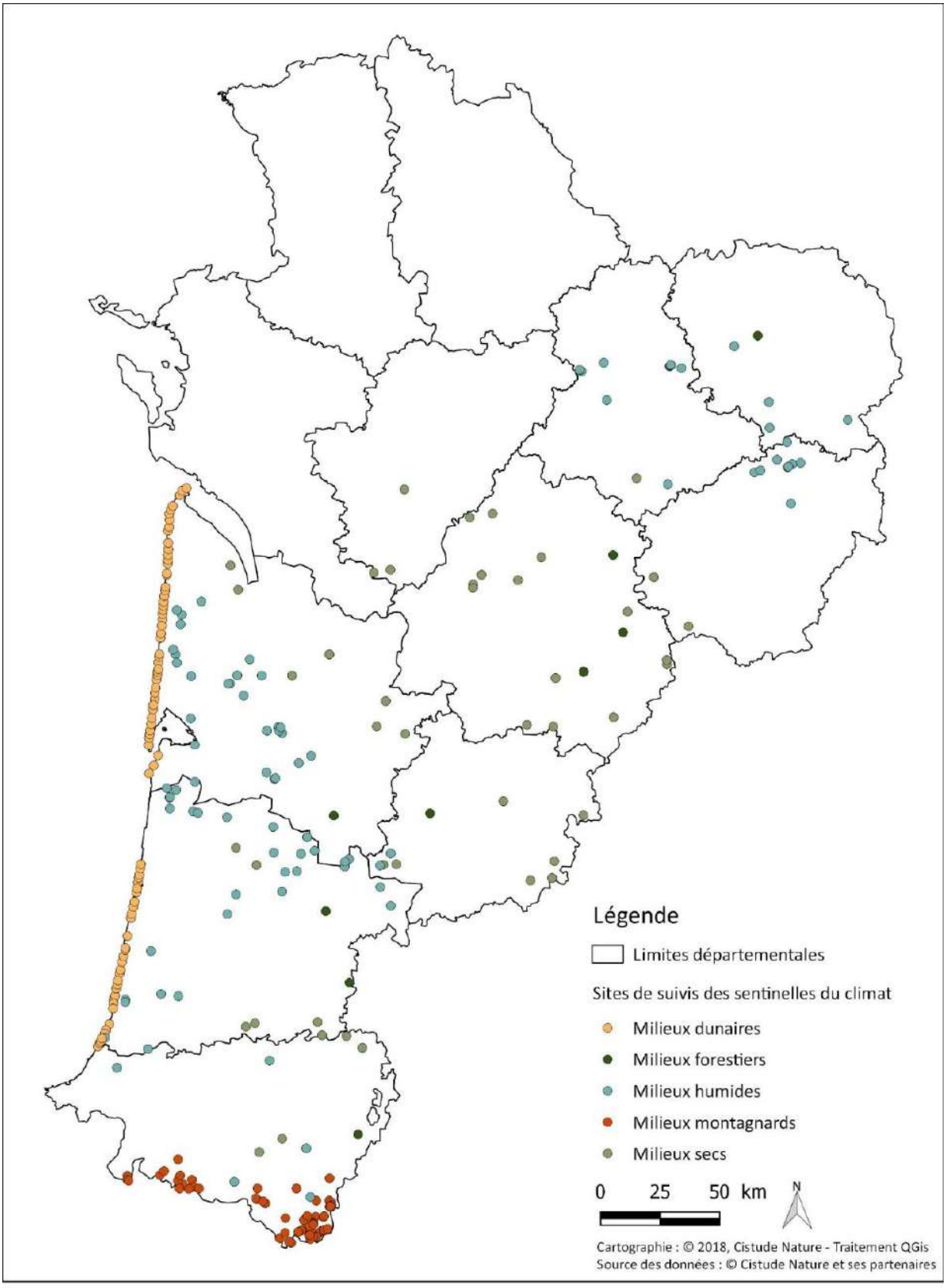
- Le deuxième est d'ordre biogéographique. A partir de ces données et de modèles associés, il s'agit de prédire, aux échelles locales et régionales, la réponse des espèces sentinelles du climat.

1.2 Région Nouvelle-Aquitaine : un laboratoire d'étude à ciel ouvert

La région Nouvelle-Aquitaine est un terrain d'étude privilégié, doté de zones climatiques contrastées et d'une grande variété d'écosystèmes naturels particulièrement sensibles à l'évolution du climat. Les prévisions indiquent qu'elle devra faire face à des sécheresses estivales récurrentes dans les décennies à venir, à un réchauffement général marqué par des vagues de chaleur plus nombreuses, plus précoces et à un accroissement d'épisodes de pluie intense en été. La Nouvelle-Aquitaine, avec sa très longue façade océanique, est également particulièrement sensible au relèvement moyen du niveau de la mer. Un relèvement de quelques dizaines de centimètres est anticipé pour la fin de ce siècle. Les zones de moyenne et haute montagne seront également plus vulnérables à l'augmentation des températures (LE TREUT, 2013).

La Nouvelle-Aquitaine couvre 84 000 kilomètres carrés, elle s'étend des paysages pyrénéens de haute montagne au sud aux marges ligériennes au nord ; de la façade atlantique à l'ouest aux plateaux cristallins du Massif Central à l'est. La diversité des milieux naturels se cale sur un triple gradient, altitudinal, latitudinal et de continentalité. Elle impose le suivi d'un nombre important de milieux naturels qui sont retenus pour leur représentativité d'un type d'écosystème régional : dunaire, sec, humide, forestier et montagnard, chacun ayant un climat local original. D'après Le Treut (2013), le changement climatique devrait augmenter la sécheresse et la température des milieux sec et dunaire, déficitaires en eau absorbable, ce dernier étant également soumis à l'érosion marine ; il devrait induire un déficit hydrique dans les milieux humides ; dégrader les conditions fraîches du milieu forestier spécifique de hêtraies relictuelles de plaine ; soumettre les milieux montagnards aux variations amorcées du régime des pluies, aux changements de températures estivales et aux modifications du manteau neigeux.

Dans ce territoire, plus de 250 sites d'études ont été sélectionnés (Fig. 1). Pour répondre à l'hypothèse que les effets du changement climatique peuvent être distingués des autres facteurs anthropiques, le bon état de conservation des conditions naturelles de présence des espèces est primordial dans cette sélection. Elle évacue autant que possible les espaces sur lesquels les aménagements de toutes sortes peuvent impacter fortement la biodiversité. Dans cette étude, la sélection des sites est ainsi basée sur une référence de l'état de conservation qualifié de « bon ». L'état de conservation d'un habitat naturel est considéré comme favorable suivant plusieurs critères : aire de répartition naturelle, surface importante (au minimum possibilité de positionner les unités d'échantillonnage liées aux protocoles), stable ou en extension (maîtrise foncière et gestion écologique constante), connexion potentielle à d'autres milieux naturels, composition homogène en espèces caractéristiques/typiques/rares, distants au moins de 50 m des activités anthropiques, etc. La répartition des sites est également spatialement équilibrée à travers la région Nouvelle-Aquitaine. En terme pratique, les sites ont un accès facile permettant la réalisation de campagnes de relevés standardisées. Une pré-sélection de sites par les conservatoires botaniques nationaux a permis, au préalable, d'identifier des sites considérés en bon état de conservation. Cette sélection s'est appuyée sur l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels réalisés dans le cadre du schéma pluriannuel de suivi des habitats d'intérêts communautaires (HIC) (MALLARD, 2016b ; MALLARD, 2017b).



Sites de suivis des sentinelles du climat par type de milieu, en 2018.

Fig. 1. Sites de suivis des sentinelles du climat validés en 2018.

Les espèces et groupes d'espèces indicateurs ont été sélectionnés pour chacun des 5 types d'écosystèmes (Fig. 1): dunaires, secs, humides, forestiers et montagnards. Ces espèces ont été sélectionnées sur les critères suivants : capacité de déplacement faible, inféodées aux écosystèmes sensibles, sensibilité au changement climatique, biologie et écologie connues, observations faciles et objectifs de conservation des espèces (MALLARD, 2016a ; MALLARD, 2018 ; MALLARD & COUDERCHET, 2019).

1.3 Indicateurs « sentinelles du climat »

Les espèces et groupes d'espèces indicateurs ont été sélectionnés pour chacun des 5 types d'écosystèmes. Ces espèces ont été sélectionnées sur les critères suivants : capacité de déplacement faible, inféodées aux écosystèmes sensibles, sensibilité au changement climatique, biologie et écologie connues, observations faciles et objectifs de conservation des espèces (MALLARD, 2016a ; MALLARD, 2018 ; MALLARD & COUDERCHET, 2019).

À partir du territoire de la Nouvelle-Aquitaine, une vingtaine d'indicateurs du changement climatique dans différents écosystèmes ont été choisis. L'évolution des indicateurs de cortèges floristiques sera suivie pour chacun des écosystèmes étudiés : communautés végétales des dunes littorales non boisées ; des pelouses sèches calcicoles ; des landes humides et tourbières, des lagunes du plateau landais, des rives d'étangs arrière-littoraux ; de forêts à hêtres de plaine ; et des pelouses psychrophiles de montagne. Les cortèges floristiques concernent les spermatophytes et ptéridophytes excluant les bryophytes et lichens (complexes à appréhender). Concernant le suivi des forêts à hêtres, le champ d'investigation taxonomique concerne les spermatophytes, ptéridophytes et bryophytes (MALLARD, 2017b). Les espèces et groupes d'espèces animales suivantes font également l'objet d'étude (Phase 1 développement des indicateurs, Fig. 2) : *Timon lepidus* (Daudin, 1802) (Lézard ocellé) ; populations de lépidoptères et ascalaphes de pelouses calcicoles ; communauté de micromammifères ; populations de lépidoptères de landes humides et *Phengaris alcon* (Denis & Schiffermüller, 1775) (Azuré des mouillères) ; *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) (Lézard vivipare) ; *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) (Vipère péliade) ; leucorrhines et cortège d'odonates associé ; *Hyla molleri* (Bedriaga, 1889) (Rainette ibérique) et *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) (Rainette verte) ; *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) (Cistude d'Europe) ; *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) (Apollon) et cortège de lépidoptères de montagne associé ; cortège des bourdons ; *Rana pyrenaica* (Serra-Cobo, 1993) (Grenouille des Pyrénées) ; *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) (Lézard de Bonnal); *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) (Marmotte des Alpes) (MALLARD, 2018). Une réflexion sur l'intégration de nouveaux indicateurs orthoptères est actuellement en cours.

Ces indicateurs choisis dans les écosystèmes de référence constituent la base du programme « les sentinelles du climat » pour un suivi multi-écosystèmes, multi-espèces à long-terme des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine (Phase 1 développement des indicateurs, Fig. 2).

1.4 Démarche d'analyses et modélisation

L'objectif de cette modélisation est de prédire, à partir de l'exploitation des données existantes et des données spécifiques au programme, les réponses des espèces sentinelles au changement climatique.

La modélisation ne commence pas avec le modèle informatique, elle commence comme une schématisation. Un modèle est une représentation simplifiée d'une réalité (CHAMUSSY, 2014). Pour que

le modèle soit pertinent, il faut au préalable comprendre et justifier ses entrants et sortants. Ainsi, un modèle très flexible mais sans justification écologique donnera de mauvaises prédictions (ARAUJO & PETERSON, 2012 ; BELL & SCHLAEPFER, 2016). Afin de visualiser ce que nous devions prendre en compte comme facteurs, et les réponses que nous attendions du modèle, nous avons dans un premier temps réalisé un schéma de réflexion (Fig. 2) (MALLARD, 2017a ; MALLARD & COUDERCHET, 2019).

Trois échelles de données seront prises en compte (Phase 2 Base de données, Fig. 2):

- **Echelle macro-climatique/écologique** (Phase 2 Base de données, Fig. 2) – Afin de modéliser les effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle régionale, l'observation sur le terrain nécessite des données suffisantes pour obtenir des résultats pertinents. Les observatoires régionaux sont des outils permettant d'accéder à une masse d'observations naturalistes, validées et diffusées sur tout le territoire. Cependant, ces données permettent d'accéder principalement aux données de présence. Les données proviennent de protocoles d'observation naturalistes non encore standardisés. A cette échelle, les données de Météo-France sont utilisées.

- **Echelle méso-climatique/écologique** (Phase 2 Base de données, Fig. 2)– Les données d'abondance des individus contiennent une mine d'analyses importantes. La combinaison de ce deuxième type de données complémentaires avec celle des données de présence enrichit et valide les modèles. Ces données nécessitent, dans tous les cas, une surveillance protocolisée des populations naturelles sur le terrain. Pour être liée au changement climatique, la surveillance des espèces sentinelles est complétée par une surveillance ponctuelle de la température et de l'humidité sur chaque site par le biais d'une station météorologique.

- **Echelle micro-climatique/écologique** (Phase 2 Base de données, Fig. 2)– L'écophysiologie peut contribuer à une vision globale des impacts du changement climatique sur les organismes, les écosystèmes et leurs réponses évolutives. Les espèces et leurs stades de développement ont des plages thermiques différentes reflétant une spécialisation dans les régimes de température, l'habitat et les caractéristiques de mode de vie. Leurs limites de température peuvent être modifiées par acclimatation ou adaptation évolutive à des limites spécifiques. Les sondes thermiques sont utilisées pour imiter les propriétés thermiques et hydriques des organismes.

L'ensemble de ces données permettront d'analyser les trois effets spécifiques du changement climatique sur la répartition, la phénologie et l'écophysiologie des espèces sentinelles du climat. A partir de cette analyse, des modèles climatiques et écologiques, une modélisation de la répartition des espèces face au changement climatique sera réalisée afin de déterminer l'adaptation ou l'extinction locale des espèces dans les années à venir (Phase 3 Analyses et Modélisation, Fig. 2).

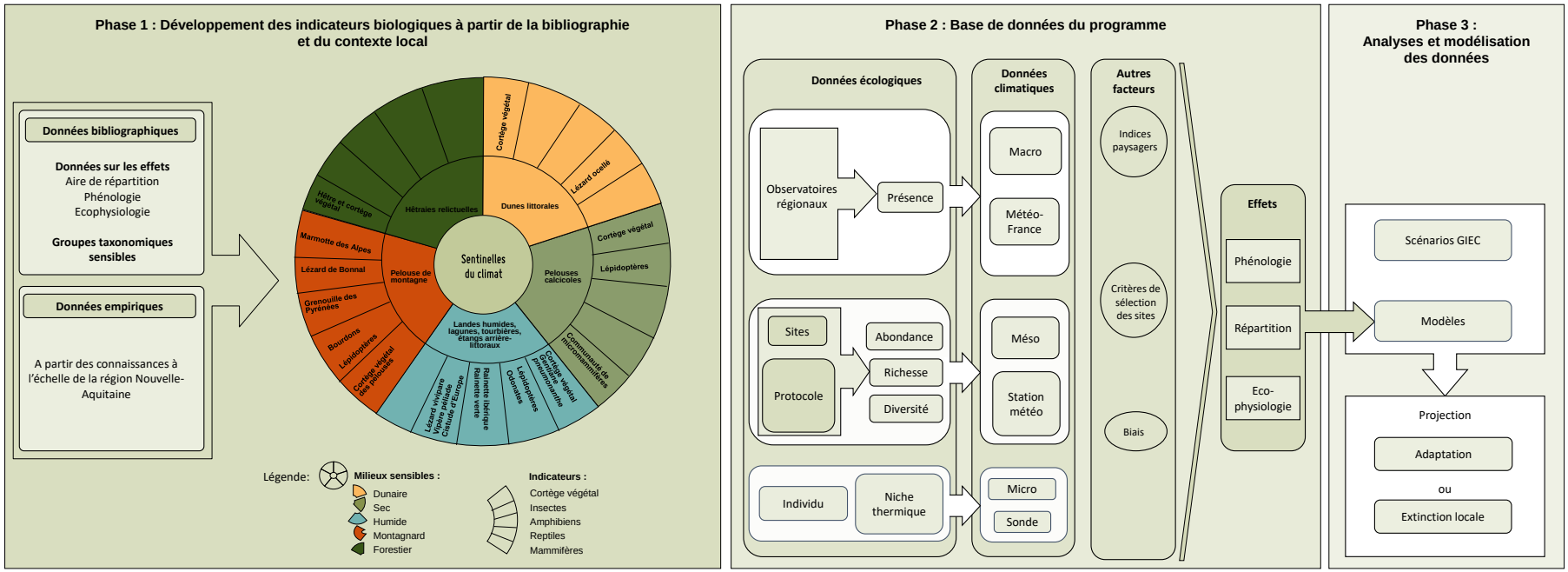


Fig. 2. Plan d'analyse global du programme les sentinelles du climat.

1.5 Transmission de la connaissance

Les données de suivis sont à la base de projections des impacts futurs du changement climatique sur la biodiversité. Elles sont essentielles à l'élaboration de stratégies de conservation. L'ensemble des données et les agrégations de résultats associées permettent d'alimenter le transfert d'informations vers les acteurs pour mettre en œuvre des réponses dans des politiques environnementales.

La prise de conscience des acteurs sera d'autant plus importante que la recherche sera largement diffusée et assimilée. Associée à la démarche, des méthodes de diffusion des données et de sensibilisation de différents publics sont proposées. Les impacts du changement climatique sur la biodiversité sont, pour l'instant, peu diffusés et peu expliqués auprès des publics. Quelques emblèmes tel que l'Ours polaire sont largement médiatisés mais les enjeux reste souvent lointains et déconnectés de notre environnement immédiat. La médiation associée à ce programme vise précisément la prise en compte des milieux naturels de Nouvelle-Aquitaine et de la biodiversité qu'ils abritent dans les décisions et les actes que différents acteurs peuvent prendre en compte en lien avec le changement climatique.

Grace à des outils variés, des actions diversifiées, adaptées à des publics de niveaux différents (Figure 6), le programme touche ainsi le plus grand nombre, à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine, mais aussi à un niveau plus global (France, voire international pour fournir des résultats aux scientifiques). Afin que chacun puisse devenir acteur du programme, des sciences participatives ont été engagées avec des acteurs de l'éducation à l'environnement vers un développement durable (EEDD) de la Nouvelle-Aquitaine sur la mise en place d'un observatoire des sentinelles sur l'une étude de la phénologie d'espèces animales et végétales (obs.sentinelles-climat.org). Cette action de sciences participatives s'appuie sur le réseau régional d'éducation à l'environnement, GRAINE Aquitaine.

1.6 Structure du rapport

Dans ce cadre de réflexion, ce rapport présente la réflexion engagée sur une démarche de modélisation exploratoire de la répartition des espèces face au changement climatique (§2.) prenant en compte l'ensemble des échelles spatio-temporelles des données (Phase 2 Base données, Fig. 2) en explicitant la démarche de recherche de la modélisation (§2.1.) et les sensibilités climatiques des espèces animales (§2.2.) et des espèces végétales (§2.3.).

Etudier les effets du changement climatique sur ces sentinelles à l'échelle régionale nécessite de nombreuses observations sur le terrain afin d'obtenir des résultats significatifs. Les observatoires régionaux sont des outils permettant d'accéder à une masse d'observations naturalistes, validées et diffusées sur tout le territoire. Cependant, ces données permettent d'accéder uniquement aux données de présence. La combinaison des données d'abondance avec celle des données de présence enrichit et valide les modèles. Ces données nécessitent, dans tous les cas, une mise en place de protocoles d'échantillonnage standardisés sur le terrain. Une première campagne de terrain en 2016 a permis la mise en place et le test des protocoles. Les deux premières années de suivis 2017-2018 donnent des premiers résultats exploratoires sur les suivis des indicateurs météorologiques (§3.) et des 20 indicateurs biologiques du changement climatique dans les différents écosystèmes de la région Nouvelle-Aquitaine : dunaire (§4.), sec (§5.), humide (§6.), forestier (§7.), montagnard (§8.).

L'ensemble de ces données, des informations ainsi déterminées par les protocoles de suivis et agrégées en analyses diverses, permet d'alimenter le transfert d'informations vers les acteurs des forces motrices (industriels, exploitants de ressources, gestionnaires de milieux naturels, politiques, enseignants, etc.) qui sont les sources de propositions pour mettre en œuvre une gestion effective, pour appliquer des éléments de réponses dans des politiques environnementales volontaires et avec l'acceptation du public. La dernière partie de ce rapport présente les actions de médiation et de sensibilisation sur la mise en place d'un observatoire des sentinelles du climat (§9.). Le grand public peut ainsi devenir acteur dans l'acquisition de données, dans le traitement de connaissances scientifiques indispensables à la conservation de la biodiversité par le canal des sciences participatives. Ces données collectées par le public permettent l'accès à des informations nombreuses sur un large territoire. Cette masse de données est complémentaire aux données des scientifiques (§2 à §8) et est déterminante pour mieux saisir les changements de l'environnement.

2. Modélisation exploratoire de la répartition des espèces face au changement climatique

2.1 Démarche de recherche

Auteurs : Olivier Lourdais, Michaël Guillon

2.1.1 Contexte général

- **Comprendre la répartition des espèces**

L'un des enjeux majeurs en écologie est de comprendre la répartition et l'abondance des organismes dans l'espace et dans le temps (ANDREWARTHA & BIRCH, 1954 ; KREBS, 1972 ; MACARTHUR, 1984). Cette problématique est au cœur des préoccupations actuelles de nos sociétés faisant face aux changements climatiques (IPCC, 2007 ; IPCC, 2014) et à l'érosion de la biodiversité (THOMAS *et al.*, 2006). Afin d'évaluer l'impact des perturbations du climat sur la biodiversité, il est nécessaire de connaitre les réponses des espèces tout en prenant en compte leur sensibilité propre. La répartition peut donc se définir comme étant le résultat d'une réponse dynamique d'une espèce face à un environnement donné (BROENNIMANN *et al.*, 2007). Toutefois, les interactions entre les organismes et l'environnement sont multiples et complexes. Il est par conséquent difficile d'élucider facilement l'ensemble des mécanismes et leurs interactions qui régissent la répartition des espèces. Néanmoins, même si l'environnement se constitue d'une multitude de composantes qui interagissent entres elles, il est possible de les regrouper en trois catégories : les paramètres abiotiques, les interactions biotiques ainsi que les facteurs historiques.

Le climat a un rôle fondamental sur la répartition des organismes. Cette influence est particulièrement marquée chez les ectothermes (WALTHER *et al.*, 2002 ; PARMESAN, 2006 ; DEUTSCH *et al.*, 2008). Des travaux récents se basant sur des suivis de terrain montrent une réponse claire de l'ensemble des espèces animales et végétales au changement climatique déjà en cours. En effet, il est observé aussi bien une progression des limites nord de répartition qu'une régression des limites sud. (PARMESAN & YOHE, 2003 ; ROOT *et al.*, 2003 ; LESICA & MCCUNE, 2004 ; FRANCO *et al.*, 2006). De plus les aléas climatiques extrêmes semblent également avoir des effets importants sur la répartition des espèces (PARMESAN *et al.*, 2000 ; EASTERLING *et al.*, 2000). Même si les conditions globales (climat) conditionnent l'environnement microclimatique exploité par les organismes, l'habitat (végétation), de par sa structure, permet de diversifier et de tamponner ces contraintes générales. La sélection de l'habitat par les ectothermes est d'ailleurs essentiellement déterminée par la thermorégulation (REINERT, 1984) et détermine l'occupation spatiale des organismes à une plus fine échelle.

Ainsi la disponibilité et la structure des habitats peuvent avoir un impact à large échelle sur la répartition des espèces (KEARNEY *et al.*, 2009).

- Identifier les facteurs proximaux

Identifier les facteurs limitants de la répartition n'implique pas la compréhension des mécanismes qui affectent directement les organismes. En effet, du fait des particularités intrinsèques aux espèces (morphologie, physiologie, comportement, histoire de vie), un même environnement peut avoir des conséquences très différentes sur les performances individuelles ou sur les paramètres démographiques. Il est donc important de prendre en compte les caractéristiques propres à chaque espèce afin de formuler des inférences robustes sur les facteurs environnementaux limitants et notamment leur pertinence fonctionnelle (O'CONNOR *et al.*, 2006). Alors qu'il est possible de quantifier et de spatialiser les facteurs environnementaux grâce au développement des systèmes d'information géographique (SIG), élucider les réponses fonctionnelles des organismes face aux variations biotiques et abiotiques est difficile à mettre en œuvre. En effet, la persistance des organismes dépend d'interactions complexes avec le milieu mais aussi avec les autres espèces. Une des pistes pour mieux comprendre ces relations consiste à acquérir des connaissances empiriques solides sur la physiologie et les performances des organismes dans leurs milieux (écophysiologie).

Les relations fonctionnelles entre la physiologie des espèces et leur histoire de vie (RICKLEFS & WIKELSKI, 2002) apportent des éléments de compréhension sur les réponses des organismes face aux variations spatiales et temporelles de leur environnement (CHOWN & GASTON, 1999 ; BERNARDO & SPOTILA, 2006). C'est justement l'intérêt des approches mécanistes qui permettent de tester l'impact de facteurs proximaux sur la persistance locale des organismes ou la répartition d'une espèce (DORMANN, 2007 ; KEARNEY & PORTER, 2009 ; BUCKLEY, 2010). Cette démarche peut s'appliquer chez de nombreuses espèces. La dépense thermique des organismes a par exemple été abordée chez les insectes (KINGSOLVER & WATT, 1983 ; BRYANT *et al.*, 2002 ; KEARNEY & PORTER, 2009), les amphibiens (SUTHERST *et al.*, 1996 ; KEARNEY *et al.*, 2008), les reptiles (CHRISTIAN *et al.*, 1983 ; BUCKLEY, 2008), les oiseaux (ROOT, 1988 ; ROOT, 1988) et les mammifères (PORTER *et al.*, 1994 ; PORTER & KEARNEY, 2009). Elle présente également l'avantage d'avoir en théorie une force explicative et un pouvoir prédictif plus importants qu'une démarche corrélative plus simple à mettre en œuvre (HELMUTH *et al.*, 2005 ; KEARNEY, 2006 ; BROENNIMANN *et al.*, 2007).

La capacité à élaborer des prédictions robustes sur la répartition des espèces est un élément essentiel, tout particulièrement dans un contexte d'évaluation de l'impact des changements globaux sur la biodiversité. Pour cela les approches corrélatives nécessitent d'identifier les variables qui correspondent au plus près aux processus qui contraignent la répartition des espèces choisies (PEARSON & DAWSON, 2003 ; DORMANN, 2007 ; BROENNIMANN *et al.*, 2007) alors que les démarches mécanistes réclament une connaissance approfondie des processus majeurs limitant la survie et la reproduction des organismes (HELMUTH *et al.*, 2005 ; PORTER & KEARNEY, 2009 ; BUCKLEY, 2010).

2.1.2 Importance de combiner une approche mécaniste et corrélative

- Approche corrélative

Les méthodes corrélatives ou appelées également modèles basés sur les niches (« Niche-based models ») élaborent directement les relations statistiques entre l'occurrence des espèces et leur environnement pour quantifier implicitement les processus limitant la répartition des espèces. Pour cela, il est nécessaire d'avoir d'une part, des données sur la répartition de l'espèce et d'autre part des données spatialisées des variables environnementales. Il existe deux grands types de données qui peuvent caractériser la répartition des espèces : les données de présence seule (PS) et les données de

présence/absence (P/A). Les données PS sont les plus fréquentes et adressent le plus grand nombre d'espèces de manière historique et à large échelle (GRAHAM *et al.*, 2004). En effet, quantifier avec robustesse l'absence d'une espèce demande beaucoup de moyens sur le terrain pour s'affranchir des contraintes de détectabilité, de rareté ou de mobilité. Les bases de données d'observations ponctuelles ou les atlas correspondent exactement à ce type de données et sont d'ailleurs de plus en plus accessibles (mise à disposition en ligne de bases de données mondiales et locales ; http://www.gbif.org/, http://si-faune.oafs.fr/). De même, de plus en plus de variables environnementales spatialisées sont disponibles gratuitement en ligne (SILLERO & TARROSO, 2010).

Il existe un grand nombre de méthodes statistiques différentes aussi bien pour les données de PS que pour les données de P/A. Les études comparatives montrent les avantages et contraintes inhérents aux différentes méthodes (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000 ; ELITH & BURGMAN, 2002 ; ELITH *et al.*, 2005 ; ELITH *et al.*, 2006 ; TSOAR *et al.*, 2007 ; MARMION *et al.*, 2009). Même si certaines d'entre elles ont tendance à produire de meilleures prédictions, il n'y a pas de méthode idéale pour toutes circonstances (SEGURADO & ARAUJO, 2004 ; ELITH *et al.*, 2006). Les méthodes en PS sont généralement des méthodes descriptives (modèles d'habitat favorable) qui prédisent la présence de l'espèce plus largement que les méthodes classiques en P/A, car les points d'absence apportent des informations sur les conditions environnementales inappropriées (ENGLER *et al.*, 2004). Elles présentent toutefois l'intérêt d'utiliser les données historiques (ELITH *et al.*, 2006) ou d'aider à la conservation d'espèces en identifiant des zones potentiellement favorables (GUISAN *et al.*, 2006 ; LUTOLF *et al.*, 2006 ; MOILANEN & WINTLE, 2007 ; LE LAY *et al.*, 2010). L'approche la plus robuste semble être d'utiliser sans a priori un ensemble de méthodes aussi bien en PS qu'en P/A afin de voir s'il existe un consensus dans les prédictions (ARAUJO & NEW, 2007 ; THUILLER *et al.*, 2009 ; ENGLER *et al.*, 2011). Pour cela, les méthodes en P/A vont devoir générer leurs données d'absence en utilisant des données dites de « pseudo absences » dont la manière la plus simple est de prendre au hasard des points dans l'aire d'étude (ZANIEWSKI *et al.*, 2002). Ainsi l'intérêt fondamental de modéliser la répartition d'une espèce est de pouvoir identifier les facteurs limitant et/ou déterminant la répartition des espèces. Les algorithmes utilisés permettent d'expliquer les réponses de l'espèce face à chacun des facteurs pris en compte. Il est possible alors de projeter ces réponses dans un autre environnement spatial et/ou temporel afin de prédire, au plus juste, la répartition de l'espèce (niche réalisée) dans une autre région et/ou époque. Toutefois, l'utilisation de méthodes corrélatives implique différents postulats. Ces méthodes supposent notamment que l'espèce est à l'équilibre avec son milieu c'est-à-dire qu'elle utilise l'ensemble des zones favorables à sa présence, ce qui est rarement le cas. L'exemple le plus flagrant est probablement celui des espèces allochtones invasives (DAVIS *et al.*, 1998 ; DORMANN, 2007 ; BROENNIMANN *et al.*, 2007 ; FITZPATRICK & HARGROVE, 2009). Ces méthodes vont également implicitement capturer l'ensemble des processus écologiques faisant le lien entre l'environnement et les données d'occurrence. Le choix des variables environnementales est donc fondamental car ce sont ces processus qui seront directement projetés vers un nouvel environnement spatial et/ou temporel (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000).

- Approche mécaniste

Du fait du lien fort qui lie les performances des ectothermes terrestres et les facteurs abiotiques, les modèles mécanistes permettent de prédire spatialement l'évolution de traits écophysiologiques le long de gradients climatiques. Ainsi, en cumulant les prédictions sur un ensemble de performances, il est possible de visualiser dans un domaine géographique (topographie et végétation) les limites physiologiques et comportementales des organismes (niche fondamentale) qui peuvent expliquer les limites de répartition de l'espèce (KEARNEY & PORTER, 2009). Il est également possible de prédire ces réponses dans le temps pour voir l'impact des changements climatiques (KEARNEY & PORTER, 2009 ;

KEARNEY *et al.*, 2010). De nombreux traits ont pu être adressés et choisis avec pertinence en fonction de l'écologie de l'espèce afin d'avoir un lien fort avec la fitness des organismes. En se basant sur les modèles de transferts de masse et de chaleur (PORTER, 1989), il est possible de prédire la température corporelle et les pertes en eau des organismes dans le temps et l'espace, tandis que le taux métabolique permet quant à lui d'adresser la balance énergétique. L'ensemble permet de visualiser les coûts de maintenance associés aux gradients climatiques (KEARNEY & PORTER, 2004 ; KEARNEY *et al.*, 2008 ; DILLON *et al.*, 2010). En se basant sur des mesures de réponses comportementales en laboratoire ou sur le terrain, il est également possible d'adresser le temps d'activité, le temps de développement, la phénologie et les capacités de locomotion des espèces (KEARNEY & PORTER, 2004 ; KEARNEY *et al.*, 2008 ; KEARNEY *et al.*, 2010). Les modèles mécanistes peuvent être plus complexes que des modèles individu centrés pour faire des inférences au niveau populationnel. Buckley (2008) a, par exemple, prédit la capacité de charge en lézards et leur taux de croissance pour évaluer leur répartition potentielle.

Même si les modèles mécanistes demandent une connaissance approfondie de la physiologie des organismes et qu'ils possèdent souvent un pouvoir prédictif plus réduit sur la répartition réelle des espèces que les modèles corrélatifs, cette approche propose un pouvoir explicatif bien plus important sur les facteurs proximaux limitant la répartition des organismes (KEARNEY & PORTER, 2004 ; CHAMAILLE-JAMMES *et al.*, 2006 ; KEARNEY & PORTER, 2009 ; BUCKLEY, 2010). Elle permet aussi d'adresser des situations où l'espèce n'est pas en équilibre avec son environnement (KEARNEY *et al.*, 2008). Cette approche en plein développement ouvre de larges possibilités pour mieux cerner la répartition des espèces (KEARNEY & PORTER, 2009).

- Intérêt de l'approche combinée

L'intérêt majeur d'une approche combinée permet de tester de manière indépendante la réponse des espèces dans leur environnement. La comparaison des résultats des approches corrélatives et mécanistes confère un pouvoir prédictif plus fort lorsqu'elles convergent ou au contraire, si les résultats divergent, cela permet de poser de nouvelles hypothèses (HIJMANS & GRAHAM, 2006 ; STRASBURG *et al.*, 2007 ; KEARNEY *et al.*, 2010 ; BUCKLEY, 2010). Cette approche combinée fournit par exemple, des éléments de comparaison entre la niche fondamentale et la niche réalisée. En théorie, la différence entre les deux provient essentiellement de la prise en compte ou non des interactions biotiques. Ainsi, comparer ces deux approches, devrait aider à faire des inférences solides sur la contribution respective des facteurs abiotiques et biotiques sur la répartition d'une espèce. Une meilleure connaissance des mécanismes régissant la répartition d'une espèce devrait permettre de mieux comprendre la répartition actuelle mais également de prédire au plus juste son évolution dans l'espace et dans le temps, notamment dans un contexte de changement climatique (BERNARDO & SPOTILA, 2006).

2.1.3 Objectifs

Les objectifs de la modélisation sont les suivants :

- **Clarifier et identifier les déterminants de la répartition des espèces sentinelles de Nouvelle-Aquitaine : identifier les adaptations écophysiologiques des espèces propres à leur affinité climatique,**
- **Modéliser de manière robuste les répartitions actuelles et futures des espèces à fine échelle spatiale : Sélectionner les variables environnementales en lien étroit avec les facteurs proximaux identifiés.**

2.2 Sensibilité climatique des espèces animales

2.2.1 Déterminants de la répartition d'espèces sentinelles en Nouvelle-Aquitaine

Auteurs : Olivier Lourdais, Michaël Guillon

Les travaux de modélisation du CEBC sur les espèces d'amphibiens et reptiles ont débuté en septembre 2018. Le premier axe de recherche qui a été rapidement mise en œuvre s'est concentré sur les aspects de modélisations spatiales. Afin de prédire le plus robustement possible les effets des changements climatiques sur la répartition des espèces l'objectif de ces premiers travaux a été d'identifier l'ensemble des variables climatiques qui définissent les niches climatiques de chacune des espèces. En s'appuyant d'une part sur la connaissance de l'écologie, de la biologie et de la physiologie des espèces, et d'autre part sur les hypothèses des effets mécaniques des changements climatiques sur ces différents niveaux et leurs effets supposés sur la répartition observée de chaque espèce, un ensemble de variables a été identifié comme pertinente pour tester leur capacité à prédire la répartition actuelle des espèces.

Cette étude préliminaire se concentre donc sur les seuls aspects de modélisations corrélatives. Le principal but a été ici d'identifier les variables climatiques essentielles à prendre en considération pour prédire de manière robuste la répartition actuelle des espèces et leur répartition future sous les effets des scénarios de changements climatiques mise à disposition. Une fois les variables climatiques identifiées, l'objectif suivant sera de modéliser au plus près la répartition actuelle des espèces en injectant les variables topographiques et d'habitats. Nous utiliserons également une autre méthode statistique plus robuste mais aussi permettant de prendre en considération différents biais statistique. Pour cela, la plateforme BIOMOD2 et le modèle statistique GAM seront utilisés pour réaliser les modélisations ultérieures.

Ces analyses se sont concentrées sur les anciennes régions Aquitaine et Limousin par l'absence de données sur l'ancienne région Poitou-Charentes. Les Partenariats et conventionnement sont en cours d'élaboration et prévus pour 2019.

- **Matériel et méthodes**

- **Les espèces**

En marge de répartition, les espèces à affinités climatiques froides sont particulièrement dépendantes de conditions climatiques et microclimatiques spécifiques. Elles devraient être particulièrement vulnérables aux problématiques de changements climatiques globaux (Lourdais et al. 2013, Guillon et al. 2014). Trois genres ont été considérés dans ce programme de recherche :

- 1) Amphibiens anoures du genre *Hyla* (REINO *et al.*, 2017) représenté en Nouvelle-Aquitaine par trois espèces à affinités climatiques et répartition contrastées : *Hyla arborea* (climat tempéré,

répartition médio européenne) et *Hyla moelleri* (climat tempéré, répartition ibérique), *Hyla meridionalis* (climat méditerranéen),

- 2) Reptiles squamates du genre *Zootoca* (FOUCART, 2015) représenté par une espèce mais deux sous-espèces possédant deux modes de reproduction différents et à répartition contrastée : *Zootoca vivipara vivipara* (mode de reproduction vivipare, climat boréal, répartition paléarctique) et *Zootoca vivipara louislantzi* (mode de reproduction ovipare, climat montagnard à répartition pyrénéo-ibérique),
- 3) Reptiles squamates du genre *Vipera* (GUILLON, 2012) représenté par 3 espèces à affinités climatiques et répartition contrastées : *Vipera berus* (climat boréal, répartition paléarctique), *Vipera seoanei* (climat montagnard à répartition ibérique) et *Vipera aspis* (climat tempéré, répartition médio européenne).

Dans ce contexte il est possible de comparer, au sein des 3 genres considérés, les déterminants de la présence d'espèces à répartitions contrastées.

Les données utilisées représentent des observations non formalisées de type « présence seule ». Ainsi, aucune donnée d'absence n'a été intégrée dans le cadre de cette étude préliminaire. Les bases de données des associations Cistude Nature (ex-Aquitaine) et du GMHL (ex-Limousin) ont été utilisées sur la période 1967 à 2018. L'ensemble représente un nombre important d'observation par espèces (Tab. I).

Tab. I. Bilan du nombre d'observations précises utilisé pour les modélisations.

Espèces	Nombre de points précis (infra kilométrique)
Hyla arborea	310 observations
Hyla molleri	215 observations
Hyla meridionalis	1475 observations
Zootoca v vivipara	479 observations
Zootoca v louislantzi	494 observations
Vipera aspis	392 observations
Vipera berus	102 observations
Vipera seoanei	70 observations

– Variables environnementales considérées

L'ensemble des variables climatiques à notre disposition et pertinentes ont été compilés issu de différentes sources (Météo France AURELHY, WorldClim V2.0, www.cmsaf.eu, PVGIS). L'ensemble représente 23 variables possédant une résolution spatiale de 7 km à 100 m (Tab. II). Les 23 variables ont été transformées afin de bénéficier d'une résolution spatiale de travail la plus importante (100m) et la corrélation deux à deux a été quantifié (Tab. II) :

- Variables d'insolation : irradiation effective des mois d'avril juin et aout ;
- Variables de température : température maximum, minimum et moyenne sur les périodes annuelles, hivernales et estivales, cumul des degrés jours annuel ;
- Variables d'humidité : index d'humidité estival, potentiel évapotranspiration d'avril, juin et août ;
- Variables de précipitations : cumul annuel et estival.
- Aucune variable topographique ou d'habitat n'a été utilisée dans cette première étape.

Tab. II. Table de corrélation des variables climatiques utilisées pour les modélisations préliminaires

	cmsaf04	cmsaf06	cmsaf08	cmsafyear	PET04	PET06	PET08	mi68	prec13	prec678	precsummer	precwinter	ddg5	tmax13	tmax0112	tmaxsummer	tmaxwinter	tave678	tmeansummer	tmeanwinter	tmin13	tminsummer	tminwinter
cmsaf04	1,000	0,902	0,911	0,917	0,582	0,485	0,457	−0,826	−0,751	−0,808	−0,801	−0,682	0,518	0,463	0,470	0,581	0,287	0,611	0,610	0,400	0,520	0,530	0,499
cmsaf06	0,902	1,000	0,954	0,818	0,394	0,446	0,369	−0,695	−0,695	−0,759	−0,754	−0,597	0,218	0,178	0,187	0,378	−0,025	0,340	0,340	0,091	0,234	0,244	0,220
cmsaf08	0,911	0,954	1,000	0,906	0,462	0,446	0,437	−0,713	−0,695	−0,750	−0,745	−0,608	0,355	0,304	0,316	0,471	0,107	0,462	0,459	0,219	0,354	0,367	0,332
cmsafyear	0,917	0,818	0,906	1,000	0,649	0,452	0,513	−0,744	−0,593	−0,673	−0,668	−0,524	0,654	0,598	0,611	0,645	0,459	0,715	0,710	0,546	0,630	0,646	0,603
PET04	0,582	0,394	0,462	0,649	1,000	0,846	0,903	−0,749	−0,624	−0,596	−0,585	−0,617	0,714	0,800	0,808	0,899	0,605	0,844	0,835	0,598	0,584	0,629	0,540
PET06	0,485	0,446	0,446	0,452	0,846	1,000	0,955	−0,661	−0,726	−0,626	−0,614	−0,708	0,290	0,418	0,420	0,704	0,133	0,513	0,510	0,136	0,181	0,241	0,129
PET08	0,457	0,369	0,437	0,513	0,903	0,955	1,000	−0,645	−0,651	−0,575	−0,564	−0,636	0,436	0,560	0,565	0,779	0,304	0,627	0,620	0,294	0,306	0,363	0,257
mi68	−0,826	−0,695	−0,713	−0,744	−0,749	−0,661	−0,645	1,000	0,850	0,926	0,917	0,784	−0,606	−0,606	−0,615	−0,759	−0,388	−0,731	−0,726	−0,473	−0,553	−0,567	−0,533
prec13	−0,751	−0,695	−0,695	−0,593	−0,624	−0,726	−0,651	0,850	1,000	0,910	0,910	0,977	−0,267	−0,326	−0,321	−0,608	−0,045	−0,452	−0,459	−0,108	−0,208	−0,240	−0,173
prec678	−0,808	−0,759	−0,750	−0,673	−0,596	−0,626	−0,575	0,926	0,910	1,000	0,993	0,823	−0,384	−0,384	−0,393	−0,601	−0,144	−0,529	−0,525	−0,245	−0,354	−0,361	−0,344
precsummer	−0,801	−0,754	−0,745	−0,668	−0,585	−0,614	−0,564	0,917	0,910	0,993	1,000	0,822	−0,375	−0,382	−0,383	−0,598	−0,144	−0,518	−0,523	−0,245	−0,353	−0,360	−0,342
precwinter	−0,682	−0,597	−0,608	−0,524	−0,617	−0,708	−0,636	0,784	0,977	0,823	0,822	1,000	−0,261	−0,333	−0,326	−0,603	−0,063	−0,440	−0,449	−0,106	−0,188	−0,227	−0,147
ddg5	0,518	0,218	0,355	0,654	0,714	0,290	0,436	−0,606	−0,267	−0,384	−0,375	−0,261	1,000	0,935	0,954	0,778	0,923	0,963	0,950	0,965	0,945	0,941	0,934
tmax13	0,463	0,178	0,304	0,598	0,800	0,418	0,560	−0,606	−0,326	−0,384	−0,382	−0,333	0,935	1,000	0,985	0,900	0,936	0,935	0,942	0,910	0,811	0,816	0,804
tmax0112	0,470	0,187	0,316	0,611	0,808	0,420	0,565	−0,615	−0,321	−0,393	−0,383	−0,326	0,954	0,985	1,000	0,878	0,927	0,952	0,936	0,910	0,821	0,824	0,814
tmaxsummer	0,581	0,378	0,471	0,645	0,899	0,704	0,779	−0,759	−0,608	−0,601	−0,598	−0,603	0,778	0,900	0,878	1,000	0,692	0,887	0,901	0,676	0,626	0,650	0,601
tmaxwinter	0,287	−0,025	0,107	0,459	0,605	0,133	0,304	−0,388	−0,045	−0,144	−0,144	−0,063	0,923	0,936	0,927	0,692	1,000	0,837	0,840	0,968	0,842	0,829	0,850
tave678	0,611	0,340	0,462	0,715	0,844	0,513	0,627	−0,731	−0,452	−0,529	−0,518	−0,440	0,963	0,935	0,952	0,887	0,837	1,000	0,987	0,882	0,890	0,906	0,863
tmeansummer	0,610	0,340	0,459	0,710	0,835	0,510	0,620	−0,726	−0,459	−0,525	−0,523	−0,449	0,950	0,942	0,936	0,901	0,840	0,987	1,000	0,886	0,897	0,915	0,867
tmeanwinter	0,400	0,091	0,219	0,546	0,598	0,136	0,294	−0,473	−0,108	−0,245	−0,245	−0,106	0,965	0,910	0,910	0,676	0,968	0,882	0,886	1,000	0,945	0,925	0,955
tmin13	0,520	0,234	0,354	0,630	0,584	0,181	0,306	−0,553	−0,208	−0,354	−0,353	−0,188	0,945	0,811	0,821	0,626	0,842	0,890	0,897	0,945	1,000	0,990	0,989
tminsummer	0,530	0,244	0,367	0,646	0,629	0,241	0,363	−0,567	−0,240	−0,361	−0,360	−0,227	0,941	0,816	0,824	0,650	0,829	0,906	0,915	0,925	0,990	1,000	0,961
tminwinter	0,499	0,220	0,332	0,603	0,540	0,129	0,257	−0,533	−0,173	−0,344	−0,342	−0,147	0,934	0,804	0,814	0,601	0,850	0,863	0,867	0,955	0,989	0,961	1,000

cmsaf04 : irradiation d'avril ; cmsaf06 : irradiation de juin ; cmsaf08 : irradiation d'aout ; cmsafyear : irradiation annuelle ; PET04 : Evapotranspiration d'avril ; PET06 : Evapotranspiration de juin ; PET08 : Evapotranspiration d'aout ; mi68 : index d'humidité estival ; prec13 : précipitations annuels (1km) ; prec678 : précipitation estivales (100m) ; precsummer : précipitation estivales (1 km) ; precwinter : précipitation hivernales (1 km) ; ddg5 : degrès jour annuel ; tmax13 : température maximale annuelle (1km) ; tmax0112 : température maximale annuelle (100m) ; tmaxsummer : température maximale estivale (1 km) ; tmaxwinter : température maximale hivernale (1km) : tave678 : température moyenne estiavle (100m) ; tmeansummer : température moyenne estivale (1 km) ; tmeanwinter : température moyenne hivernale (1 km) ; tmin13 : température minimale annuelle (1 km) ; tminsummer : température minimale estivale (1km) ; tminwinter : température minimale hivernale (1km).

– Modélisation

Ce travail préliminaire de modélisation de niche écologique a été réalisé par l'intermédiaire du logiciel MaxEnt (Maximum Entropy Species Distribution Modeling, Version 3.4.1) (PHILLIPS *et al.*, 2017).

De par l'objectif exploratoire de cette étude, l'utilisation du logiciel s'est basée sur des répétitions d'analyses. Cette méthode utilise les répétitions d'une même analyse mais en sélectionnant au hasard à chaque fois parmi les observations de présence un nouveau jeu de données équivalent en nombre nommé « Bootstrap ». Cette méthode permet de conserver l'ensemble du jeu de données d'observations par l'accumulation des répétitions mais également de juger de l'incertitude des prédictions liée notamment aux variables environnementales. Cette approche peut calculer les probabilités de présence calculée à partir de toutes les répétitions (min, médiane, moyenne, max, écart type) sans pouvoir déterminer un seuil sur des prédictions binaires (présence/absence). Ainsi, dans le souci de compris entre le temps de calcul et la qualité des prédictions, 10 réplicas ont été réalisés par la méthode de « Bootstrap ». Les prédictions des 10 modèles sont exprimées en probabilités de présence. La répartition potentielle de l'espèce a été assimilée aux valeurs maximums des probabilités de présence obtenues sur les 10 prédictions.

– Autres logiciels

Les logiciels SIG QGIS 2.18.24 (Quantum GIS Development Team, 2018) et le logiciel de traitement et d'analyse statistique R 3.5.1 (R Core Team, 2018) ont été indispensable pour traiter et préparer les variables environnementales spatialisées et les jeux de données de présence.

• Résultats exploratoires

– Résultats sur les rainettes du genre Hyla

Au sein du genre *Hyla*, la variable de température minimale hivernale (fortement corrélée aux températures annuelles ou moyennes mensuelles) fait partie des variables les plus explicatives. Du fait de la corrélation des différentes variables de températures, un choix sera à faire pour trouver la variable la plus pertinente écologiquement. La température maximale estivale joue un rôle secondaire comme l'irradiation de juin mais restent toutes deux importantes dans la construction des modèles. L'indice d'humidité est un facteur qui semble également très pertinent notamment pour des différences entre *H. meridionalis* et les deux autres espèces car sa présence semble liée à des gradients plus importants et plus faibles ce qui supporte la prédiction générale d'avoir les espèces de milieux frais plus sensibles à la déshydratation que les espèces méridionales (Fig. 3–Fig. 6).

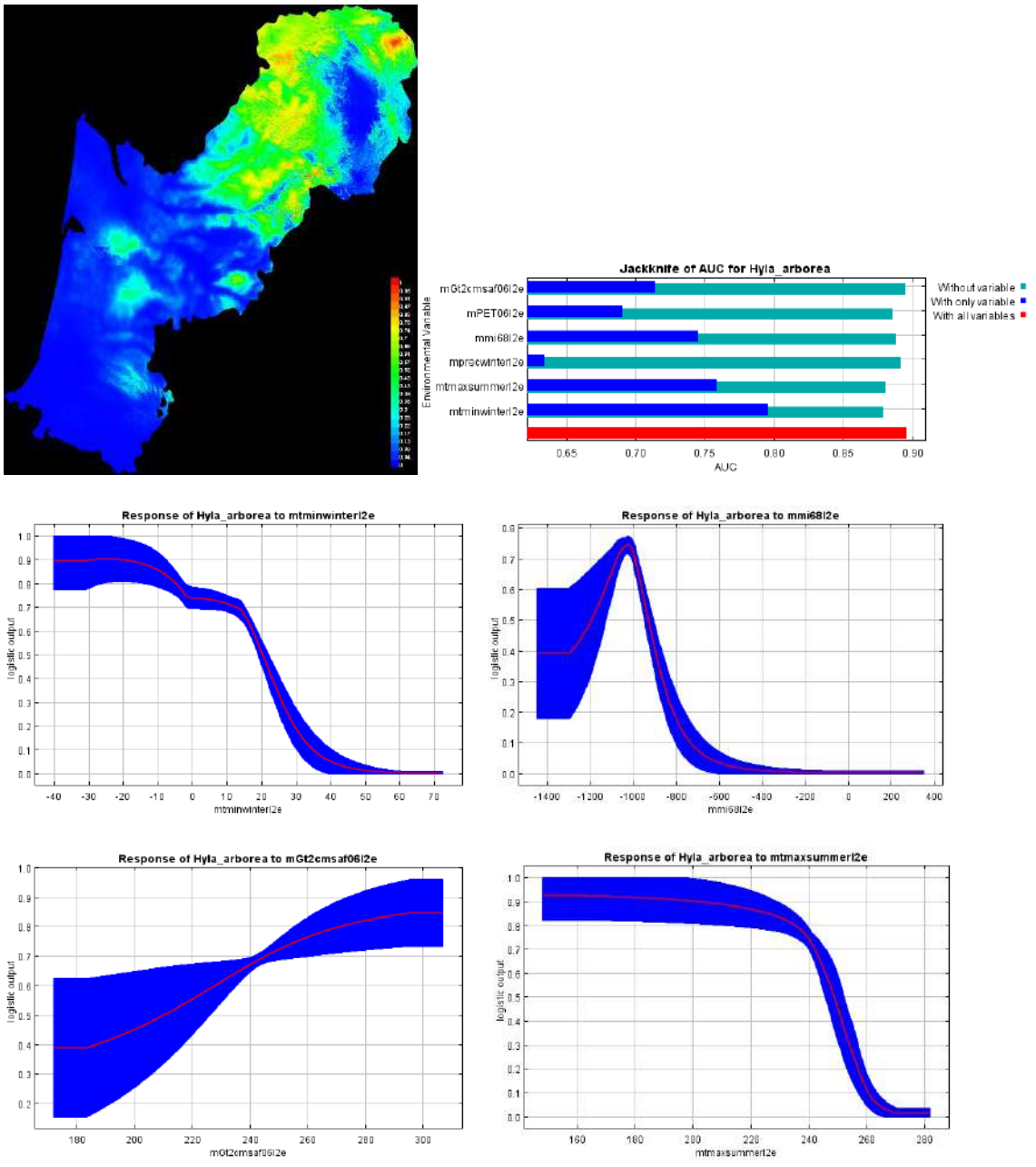


Fig. 3. Hyla arborea : AUC = 0.913

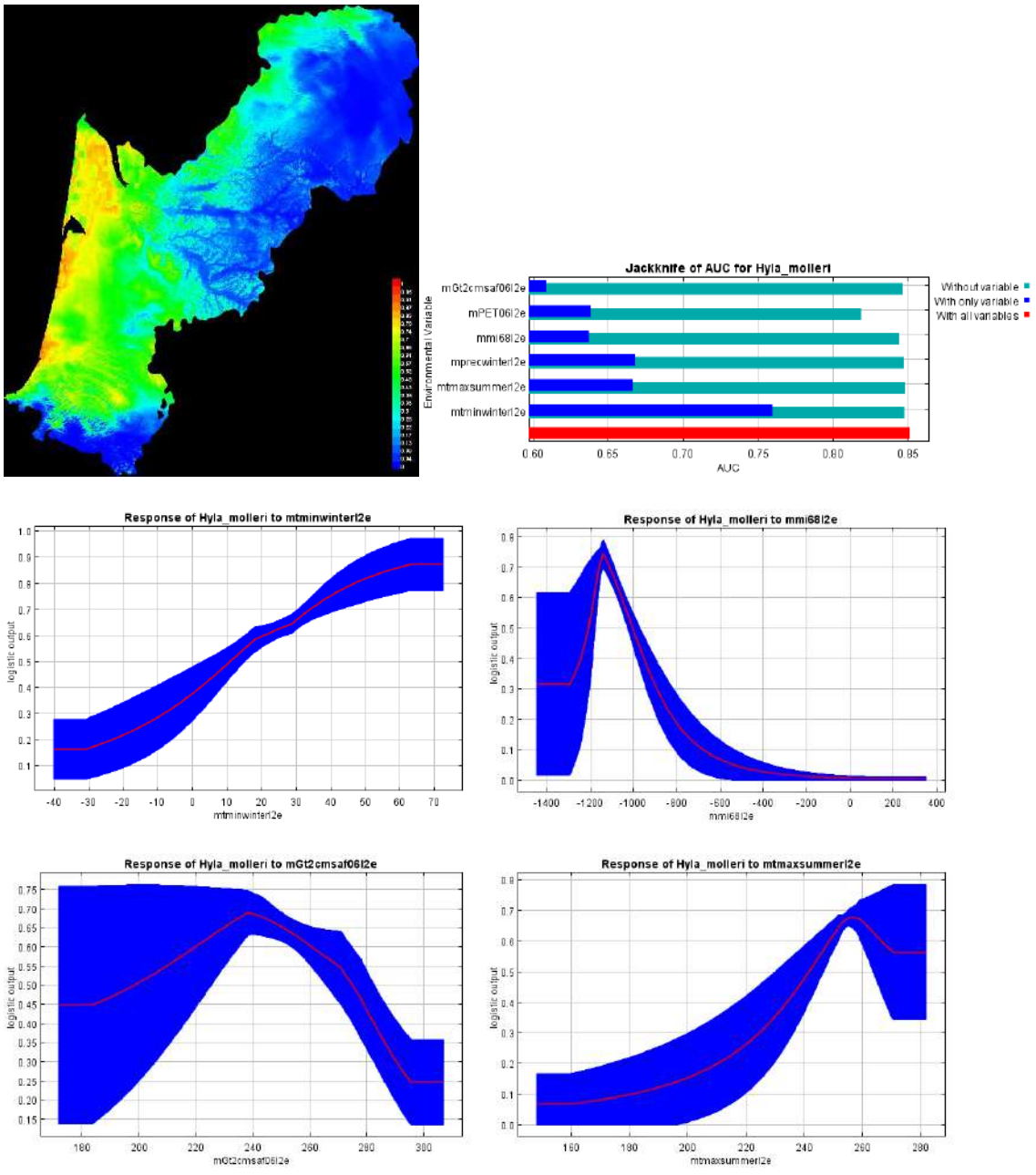


Fig. 4. Hyla molleri : AUC = 0.884

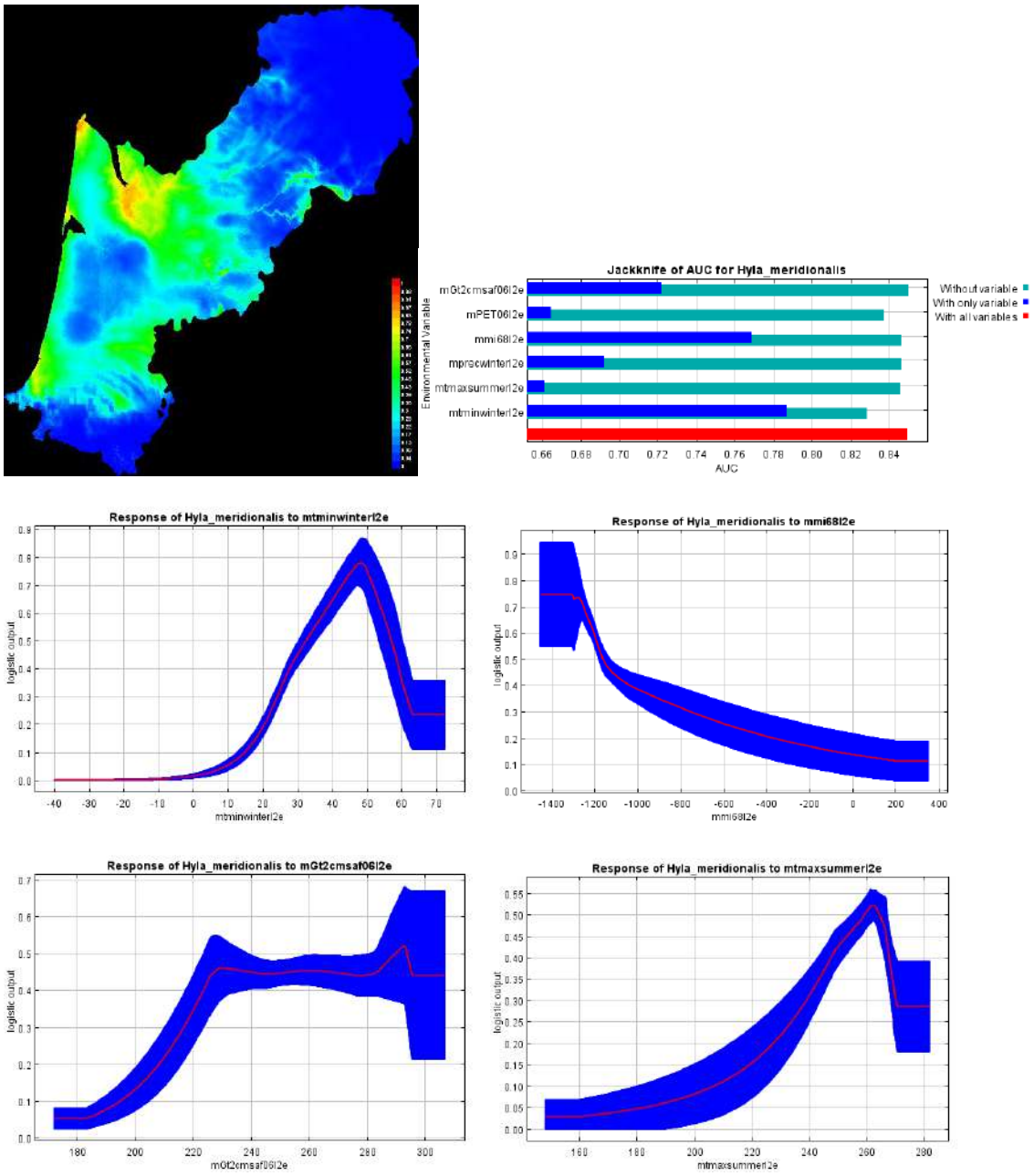


Fig. 5. Hyla meridionalis : AUC = 0.857

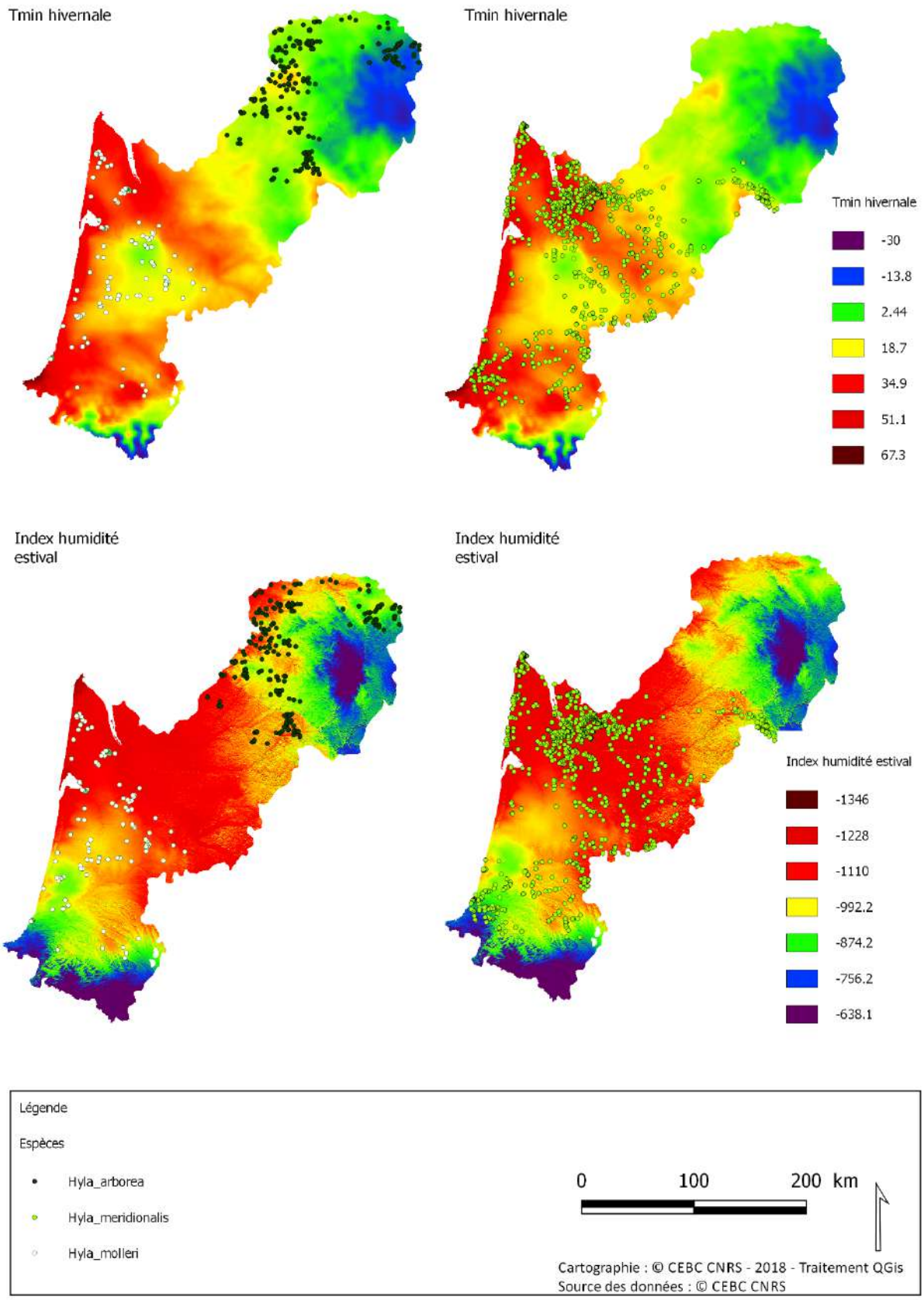


Fig. 6. Sensibilité climatique de Hyla arborea, H. meridionalis, H. molleri.

– Résultats sur les lézards du genre Zootoca

Pour les lézards du genre *Zootoca* la variable de température maximale annuelle (fortement corrélée aux températures maximales estivales et aux degrés jours) fait partie des variables les plus explicatives. Du fait de la corrélation des différentes variables de températures, un choix sera à faire pour trouver la variable la plus pertinente écologiquement. Les précipitations et l'irradiation printanière semblent également importantes même si les modèles ont eu des difficultés à le montrer lié aux contraintes statistiques propres au modèle statistique utilisé (Maxent). Les modélisations ultérieures avec un autre modèle statistique permettront de tester cet aspect. Ces résultats semblent également montrer que les populations ovipares de plaines bénéficient de conditions microclimatiques favorables leur permettant de se maintenir dans un environnement chaud. Cet aspect sera spécifiquement testé dans les prochaines modélisations (Fig. 7–Fig. 9).

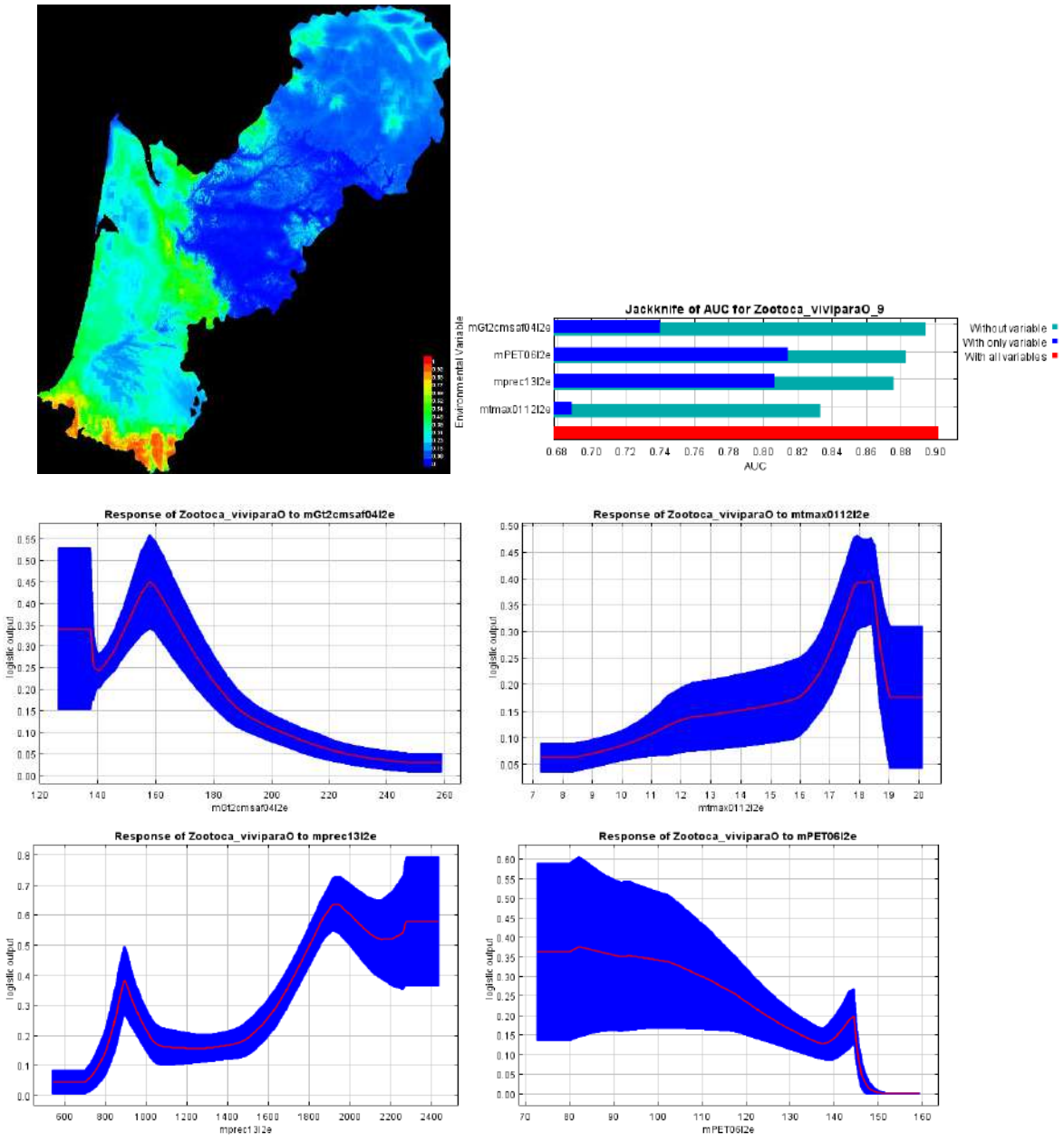


Fig. 7. Zootoca vivipara ovipare : AUC = 0.911

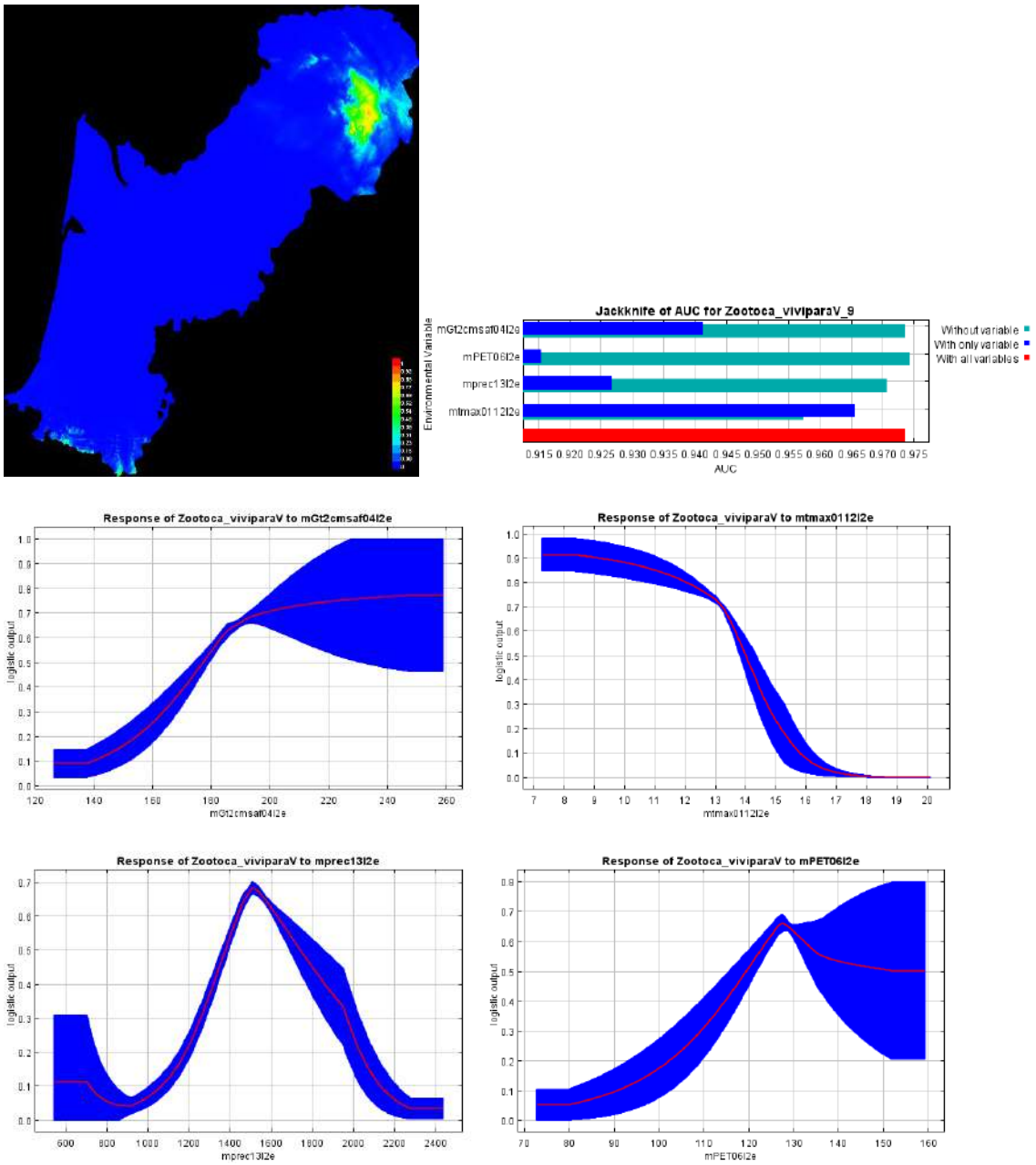


Fig. 8. Zootoco vivipara vivipare : AUC = 0.979

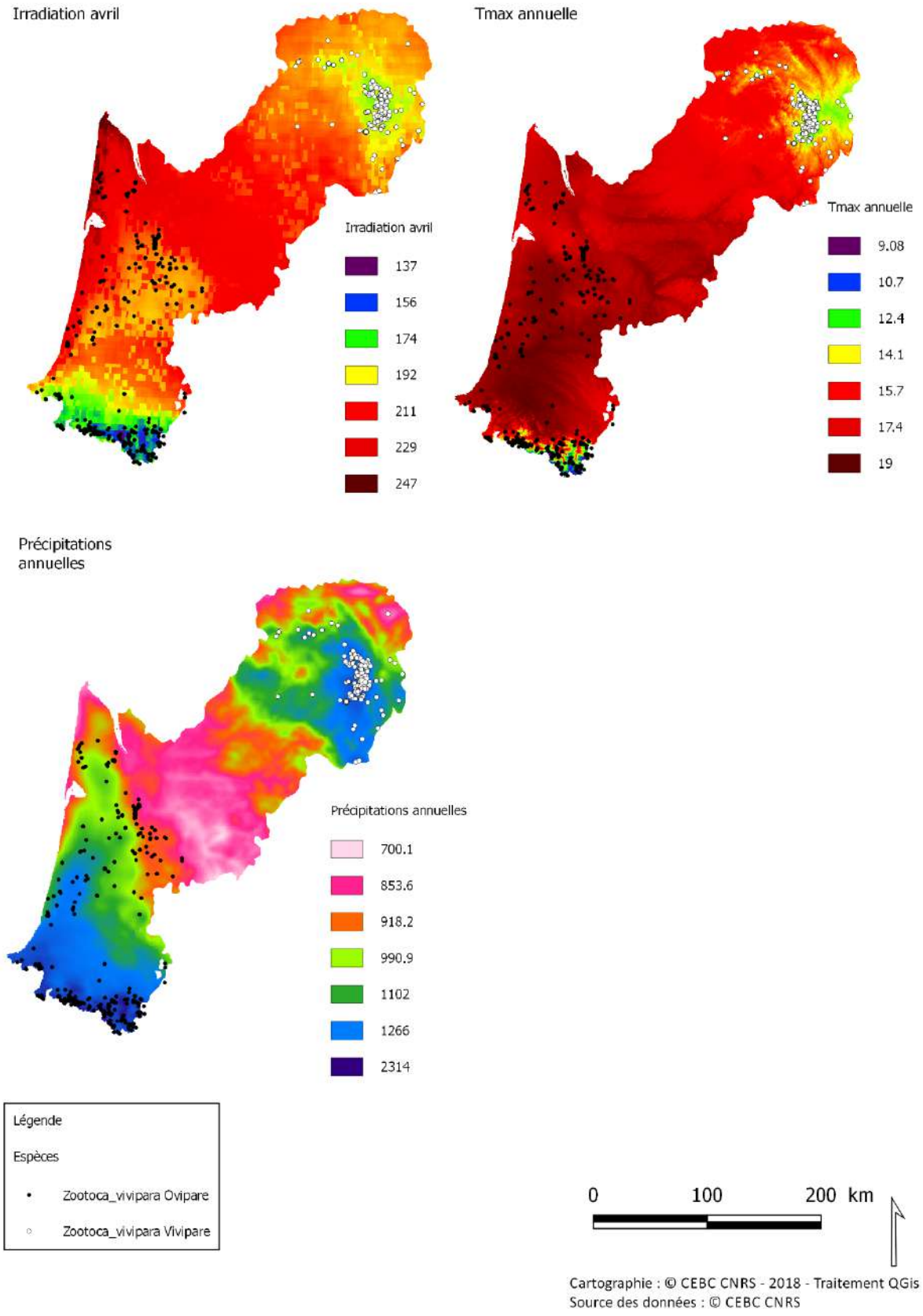


Fig. 9. Sensibilité climatique de Zootoca vivipara ovipare et vivipare.

– Résultats sur les serpents du genre Vipera

Pour les vipères, la température maximale estivale fait partie des variables les plus explicatives. Ensuite chaque espèce présente des variables plus explicatives différentes telles que l'irradiation de juin, la température minimale hivernale et les précipitations hivernales. La combinaison température maximales estivale et irradiation sera à tester pour la Vipère de Seoane dans les modélisations futures. La Vipère aspic est l'espèce la moins bien prédite ce qui était attendu (effet classique pour les espèces réparties sur la majeure partie d'un territoire). Les variables topographiques et d'habitats permettront d'ajouter des éléments essentiels pour améliorer les prédictions des modèles pour ces trois espèces.

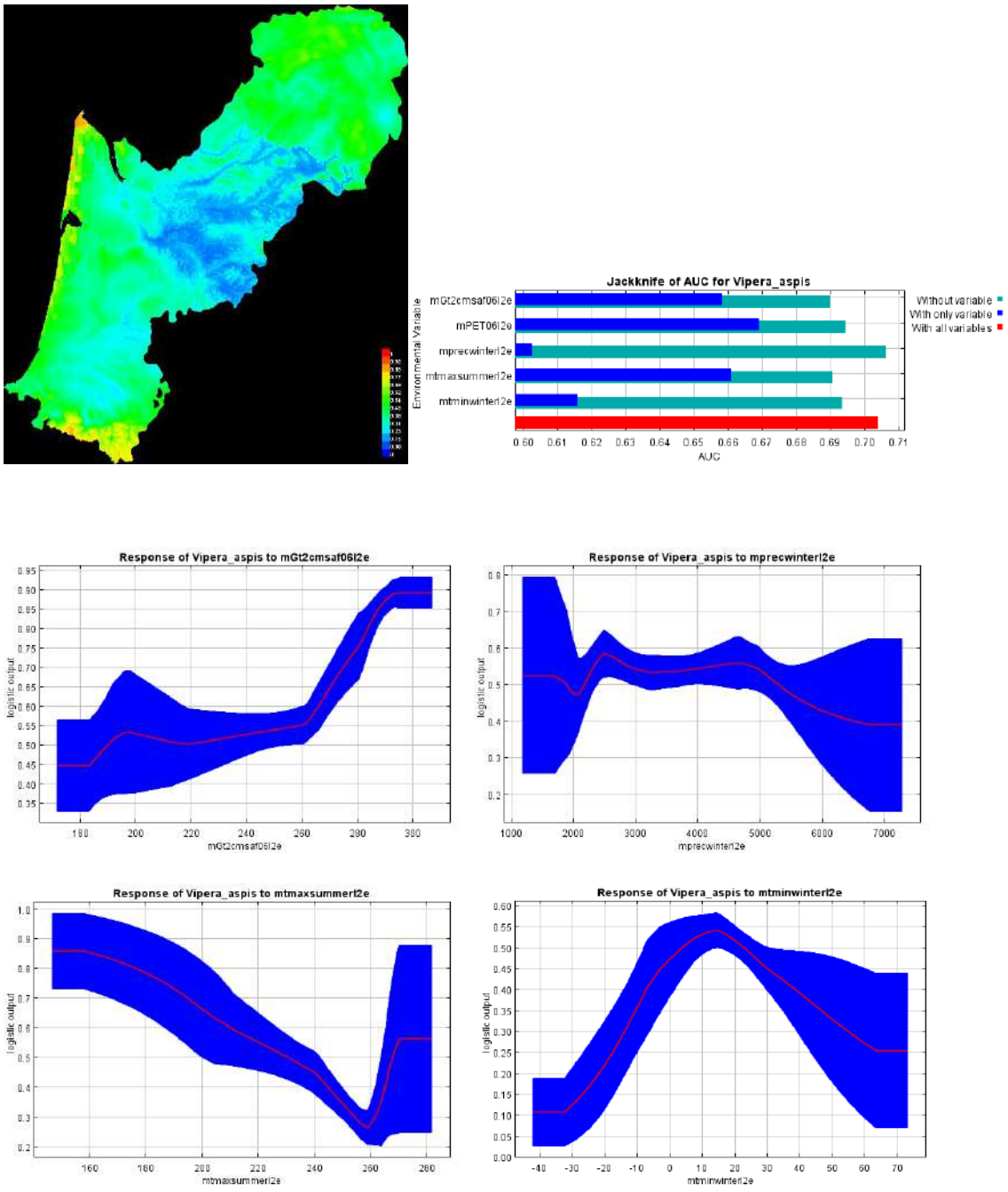


Fig. 10. Vipera aspis : AUC = 0.759

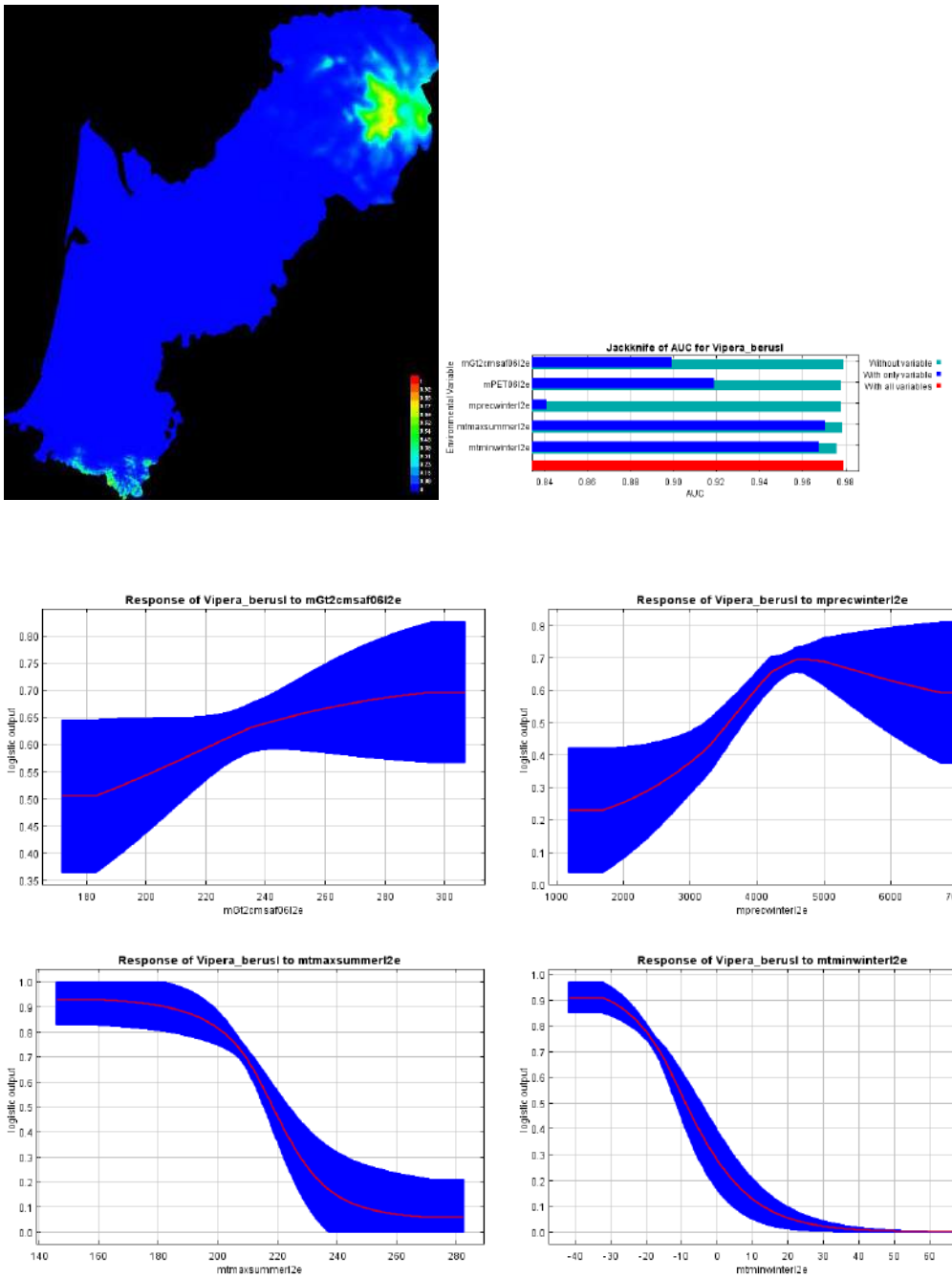


Fig. 11. Vipera berus : AUC = 0.982

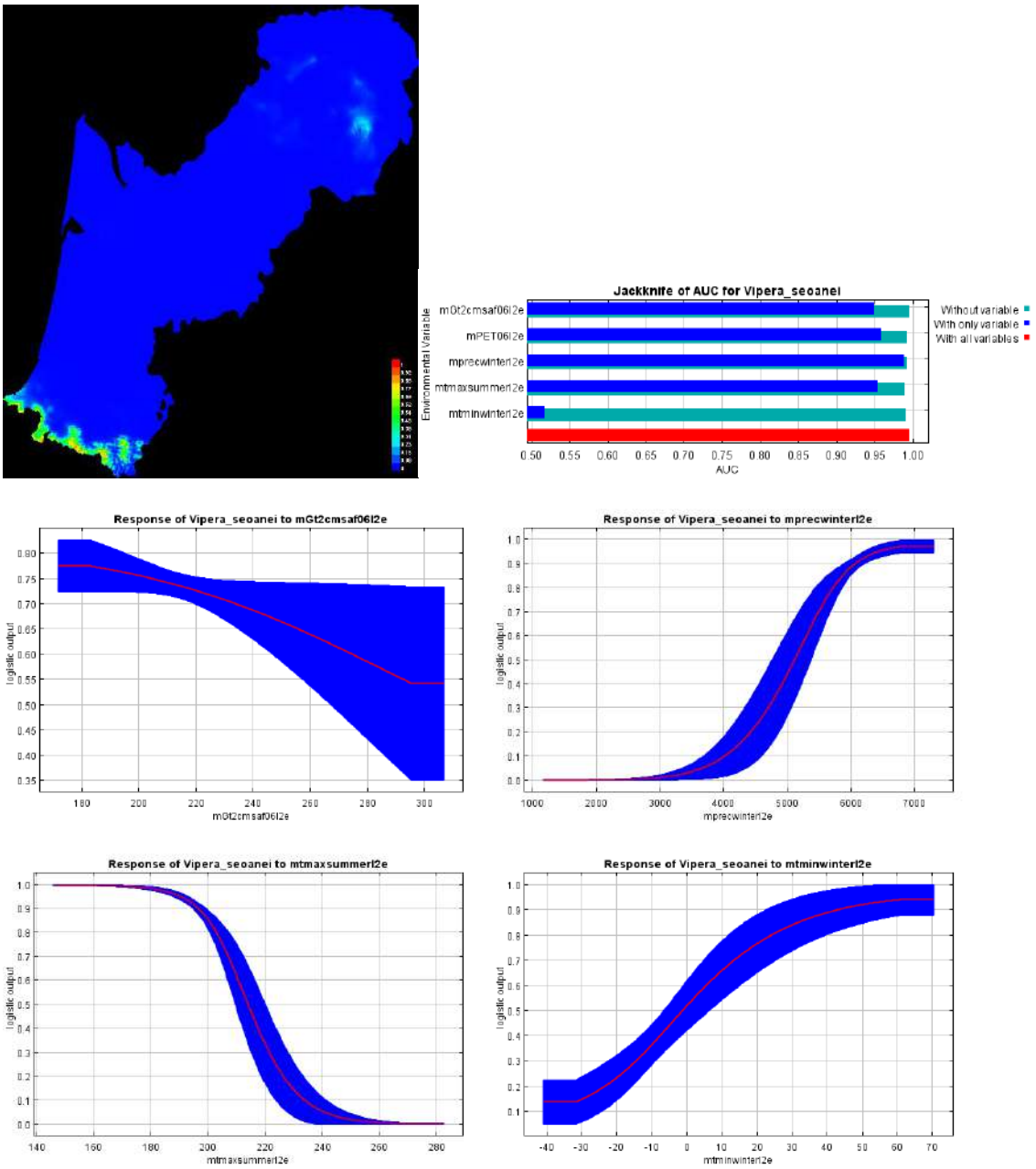


Fig. 12. Vipera seoanei : AUC = 0.996

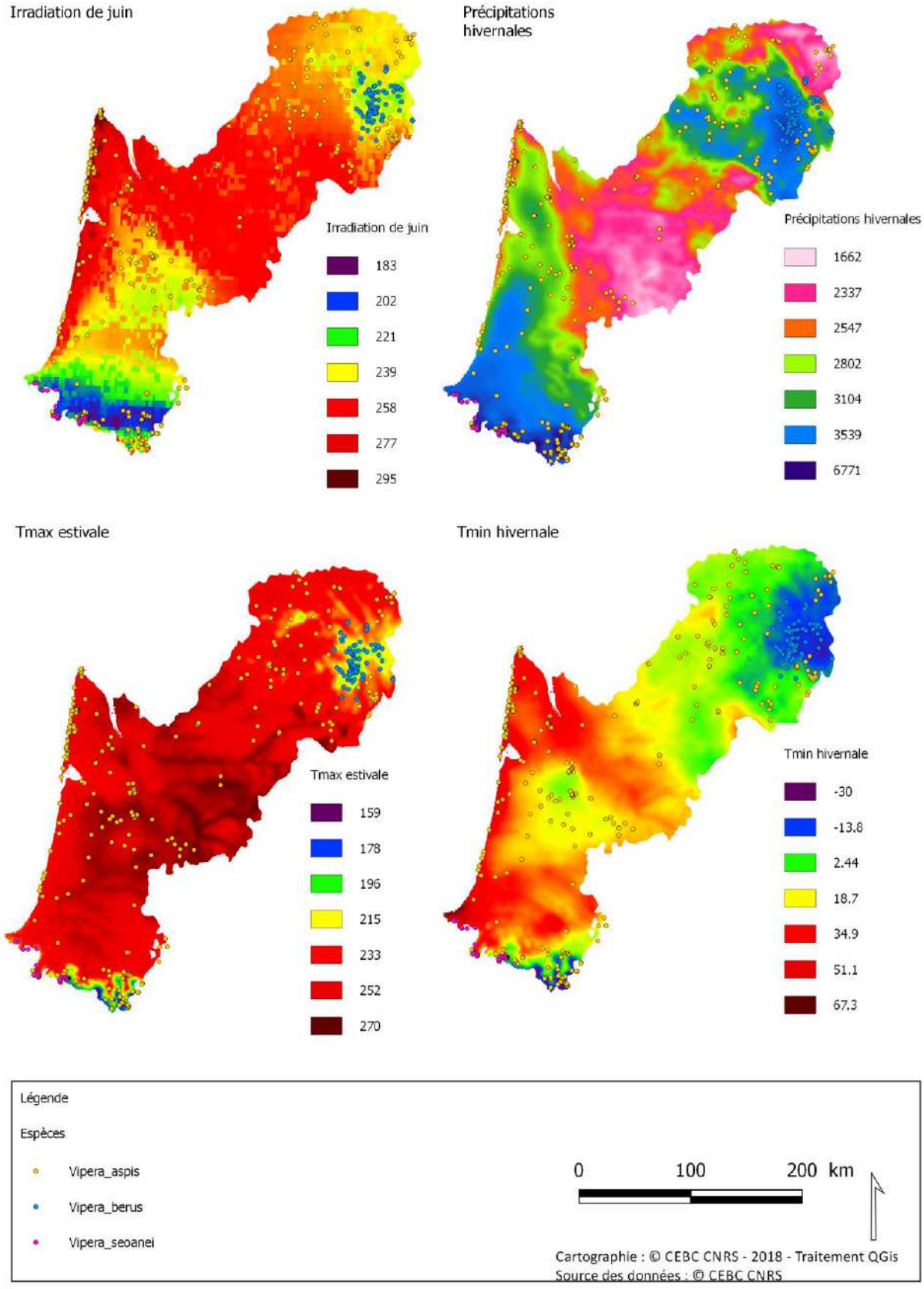


Fig. 13. Sensibilité climatique de Vipera aspis, V. berus, V. seoanei

- Discussion – Perspectives d'analyses et de recherche

a) Approche corrélative et réponses aux changements climatiques

Pour les prochaines analyses, l'outil BIOMOD sera mobilisé. Cette plateforme de calcul déployée sous R permet notamment de tester des hypothèses spécifiques sur la composition de la niche écologique des espèces en mettant en compétition de nombreux modèles. En parallèle, une seule méthode statistique sera utilisée (GAM – Modèles additifs généralisés) permettant de construire des relations mathématiques entre les probabilités de présence et les gradients de chaque variable environnementale écologiquement cohérentes. Ceci est un élément premier pour répondre à un objectif général de prédire de manière robuste les répartitions actuelles et les réponses spatiales futures des espèces sentinelles.

De nouvelles variables potentiellement très explicatives seront ajoutées:

–Topographiques : cet aspect peut avoir de fortes influences à travers des effets ombrages, exposition, pente,

–Zones humides : ces données seront importantes pour tester l'influence des zones humides et notamment des lagunes en plaines. Ces données seront complémentaires des informations topographiques,

–Données habitats : la mobilisation des données sur les paysage sera réalisée pour tester la nature des effets qui peuvent être complémentaires des conditions climatiques.

Des variables climatiques plus robustes seront mobilisées:

Une démarche auprès des services de Météo France est en cours afin de sélectionner les variables et les résolutions spatiales les plus pertinentes en lien avec i) les résultats obtenus par l'étude corrélative préliminaire de 2018 ainsi que ii) les prédictions et connaissances écophysiologiques des espèces. Cette démarche se concentre sur l'acquisition de données issues du modèle SAFRAN de Météo France, l'utilisation de variables explicatives dont certaines non classiquement utilisées (irradiation effective / nébulosité) et de scénarios de changements climatiques régionaux.

b) Approche écophysiologique et modélisation mécaniste

Nous prévoyons de collecter des données physiologiques ciblées (pertes hydriques, métabolisme respiratoire, rythme cardiaque) chez les 3 espèces de rainettes et les lézards du genre *Zootoca*. Ces données seront obtenues sur des individus capturés en nature qui seront amenés en captivité pour des périodes de courtes durées (1 mois). Ces données permettront tout d'abord de comparer les espèces (rainettes du genre *Hyla*) mais également les populations de plaine et de montagne (lézards du genre *Zootoca*). Ces mesures seront réalisées en lien avec d'autres programmes en cours et notamment l'ANR AQUATHERM (coordinateur J.-F. Le Galliard chercheur au CNRS) et le programme régional AQUASTRESS (coordinateur O. Lourdais chercheur au CEBC). Des équipements spécifiques de pointe, disponibles au CEBC seront mobilisés. Il s'agit notamment d'enceintes climatiques, d'appareil de mesure de pertes hydriques cutanées (Aquaflux) et de respirométrie (Sable Systems).

Ces données seront tour d'abord valorisées par des publications comparatives sur les contrastes entres espèces et populations. Elles serviront en parallèle de support à l'élaboration des modèles mécanistes pour prédire les effets des scénarios régionaux de changements climatiques sur la physiologie des espèces. Les modèles mécanistes demandent une connaissance approfondie de la

physiologie des organismes. Malgré le fait qu'ils possèdent souvent un pouvoir prédictif plus réduit sur la répartition observée des espèces que les modèles corrélatifs, cette approche propose un pouvoir explicatif bien plus important sur les facteurs proximaux limitant la répartition des organismes (KEARNEY & PORTER, 2004 ; CHAMAILLE–JAMMES *et al.*, 2006 ; KEARNEY & PORTER, 2009 ; BUCKLEY, 2010). Elle permet aussi d'adresser des situations où l'espèce n'est pas en équilibre avec son environnement (KEARNEY *et al.*, 2008). Cette approche en plein développement ouvre de larges possibilités pour mieux cerner la répartition des espèces (KEARNEY & PORTER, 2009).

c) Analyses génétiques

L'étude des variations génétiques est particulièrement importante pour les espèces sentinelles du climat. Par exemple, chez les vipères, des travaux précédents ont permis de mettre en évidence une zone refuge dans le Sud–Ouest de la France et tester des hypothèses sur la colonisation post glaciaire (URSENBACHER *et al.*, 2015). Des mécanismes d'hybridation ont été également découverts dans les zones de contact (GUILLER *et al.*, 2017).

Des travaux ont été engagés en 2018 à travers un projet mené par le CNRS de Moulis (A. Dupoué) sur la forme ovipare des Lézards du genre *Zootoca*. Les données ont été obtenues récemment et sont en cours d'analyses. Elles permettront de comprendre les relations génétiques des populations de montagne et de plaine.

Des analyses génétiques complémentaires en zones de contact seraient importantes pour clarifier les possibles hybridations entre la Vipère péliade et la Vipère aspic en Limousin. De même des hybridations entre la Rainette verte et la Rainette méridionale ont été mises en évidence en Charente en 2018. Des analyses génétiques seraient donc essentielles à planifier pour étudier les degrés d'introgression dans les zones de contact avec front de colonisation.

d) Suivi des populations

Les suivis long terme de populations de différentes espèces sentinelles ciblées par ce travail sont particulièrement importants et complémentaires à nos travaux centrés sur la répartition et écophysiologie. En effet ces suivis réalisés à l'échelle de la région Nouvelle–Aquitaine sur le Lézard vivipare (cf. § 6.5), la Vipère péliade (cf. § 6.6) et les rainettes (cf. § 6.9) permettront de vérifier et si nécessaire d'ajuster les variables explicatives sélectionnées pour prédire les modifications de répartition des espèces dans le cadre des changements climatiques. Ces suivis long terme permettent également de tester les prédictions issues des approches mécanistes par les aléas extrêmes qui peuvent survenir tout au long des suivis mais également par les tendances globales qui pourront être dégagées sur des périodes de temps longues (15 ans et plus).

Concernant les suivis de rainettes, la mise en place de système d'enregistrement des chants dans les zones de contact et en dehors permettrait de comparer l'influence des conditions météorologiques sur l'activité. Le travail de suivis permettra de clarifier les zones de contact chez les vipères à l'aide de prospections ciblées. L'étude de l'activité dans ces zones de contact sera un objectif particulièrement pertinent et comparable au suivi mené sur les rainettes.

2.2.2 Intégration de la variabilité thermique dans des modèles écophysiologiques spatialement explicites d'extinction d'espèces

• Contexte de la modélisation écophysiologique

Auteur : Florèn Hugon

Le réchauffement climatique associé aux activités humaines est responsable de grandes modifications météorologiques ; parmi elles, la hausse des températures, les modifications des débits d'eau et de la couverture neigeuse mais également les augmentations de la variabilité de ces variables climatiques et de la fréquence des évènements extrêmes (BUCKLEY & HUEY, 2016). Les espèces présentent trois manières de réagir face au changement climatique. La dispersion – les individus migrent vers des aires d'habitat plus favorables, des phénomènes d'expansion vers le Nord ou en altitude sont souvent observés; l'adaptation – processus qui favorise les individus ayant une meilleure fitness dans le milieu changeant, ce qui conduit à la sélection de gènes qui permettent de vivre dans ce nouvel environnement et l'extinction – ni la dispersion, ni l'adaptation est possible, la population s'éteint (ARAUJO, 2009). Aujourd'hui, le changement est rapide, les populations en danger présentent des effectifs réduits ce qui contraint fortement l'adaptation. De plus, certaines espèces ont de faibles capacités de dispersion ce qui favorise leur probabilité d'extinction (HUEY *et al.*, 2012 ; CAHILL *et al.*, 2012).

Parmi ces espèces quatre espèces (la Grenouille des Pyrénées, le Lézard ocellé, le Lézard de Bonnal et le Lézard catalan, Fig. 14) seront étudiées dans le cadre d'une thèse intitulée « Intégration de la variabilité thermique dans des modèles écophysiologiques spatialement explicites d'extinction d'espèces » (F. Hugon) rattachée au Laboratoire de Mathématiques et leurs Applications de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour (UMR CNRS 5142) au sein de l'équipe Probabilités et Statistique à laquelle appartiennent les deux directeurs de la thèse, Frank D'AMICO, maître de conférences HDR et Benoit LIQUET, Professeur des universités. L'objectif du travail est de projeter des cartes de répartition pour les quatre espèces présentées, les plus fiables possibles en utilisant une méthodologie originale qui prendra en compte la variabilité des évènements climatiques ; notamment les variations de température pour les lézards et de la couverture neigeuse, ainsi que les variations de température de l'eau et d'humidité relative pour la Grenouille des Pyrénées.

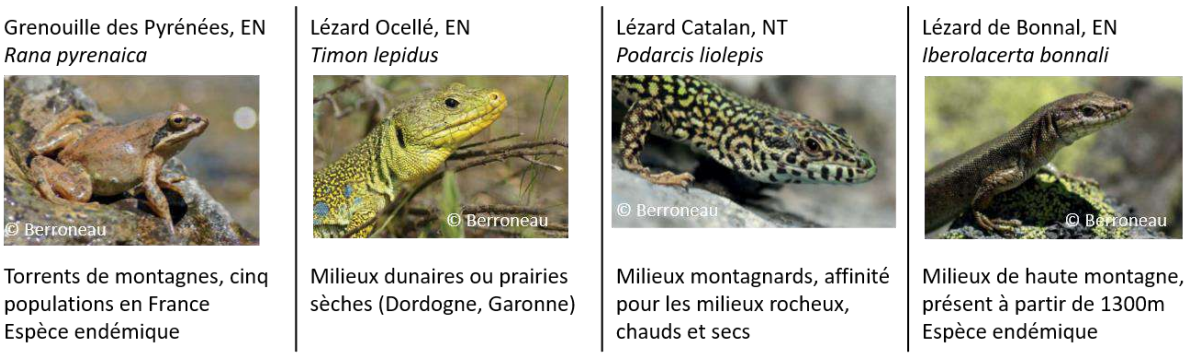


Fig. 14. Espèces étudiées

Première méthodologie envisagée et résultat global attendu

Pour répondre à cet objectif global, un modèle mécanistique écophysiologique inspiré du modèle de Sinervo et ses collaborateurs sera utilisé (SINERVO *et al.*, 2010). Les modèles mécanistiques permettent d'obtenir des cartes de répartition en explicitant les processus qui définissent les limites des aires de répartition des espèces (KEARNEY & PORTER, 2009 ; EVANS *et al.*, 2015). Ils s'opposent généralement aux modèles corrélatifs qui définissent un lien statistique entre des données de présence-absence ou d'abondance et des variables environnementales (KEARNEY & PORTER, 2009 ; EVANS *et al.*, 2015). Enfin, la combinaison des deux types de modèles aboutit à des modèles hybrides qui permettent souvent de vérifier les projections du modèle corrélatif par l'utilisation du modèle mécanistique (BUCKLEY *et al.*, 2011 ; CEIA-HASSE *et al.*, 2014). Les données écophysiologiques sont des variables propres à l'espèce et sous dépendance de l'environnement ; par exemple une gamme de température sur laquelle l'individu peut se reproduire. Chez les ectothermes, le temps d'activité, en particulier pendant le printemps est déterminant pour la fitness de l'organisme (SINERVO *et al.*, 2010). Cette réduction du temps d'activité résultant de l'augmentation des températures (Fig. 15), entraîne une réduction de l'énergie acquise en vue de la reproduction qui conduit à une baisse du succès reproducteur et enfin participe à l'augmentation de la probabilité d'extinction de la population.

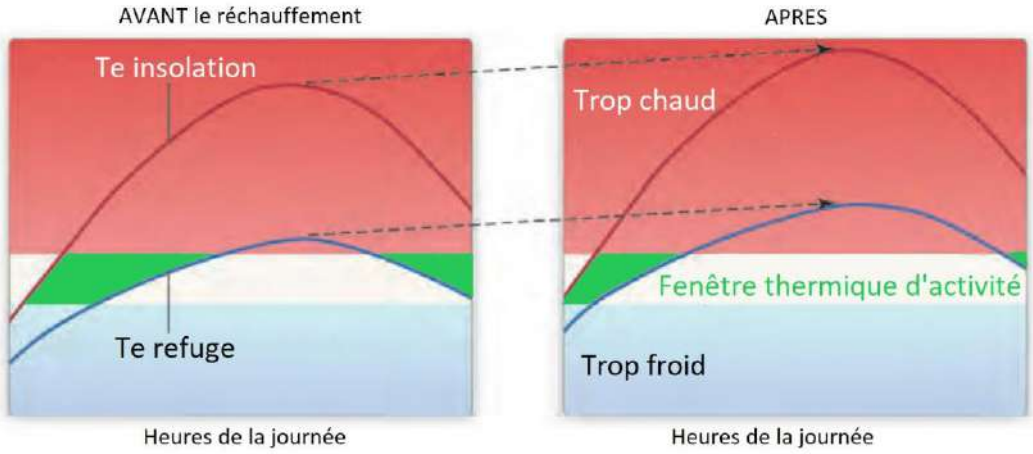


Fig. 15. Fenêtre d'activité thermique en fonction des températures opérantes d'insolation (courbe rouge) et de refuge (courbe bleue).

Avec l'augmentation des températures opérantes, une réduction du temps est observée pendant lequel les températures sont dans la fenêtre thermique d'activité d'où une réduction du temps d'activité avec le réchauffement climatique (Modifié de HUEY et al., 2010).

Ainsi, le modèle mécanistique de Sinervo et *al.* (2010) permet de projeter les extinctions en établissant un lien entre le temps de restriction d'activité, noté Hr – temps pendant lequel l'individu est inactif en refuge et la différence entre la température maximale de l'air, notée Tmax et la température préférée d'un organisme, notée Tb – température corporelle de l'individu estimée en combinant les températures opérantes d'insolation Te_max et de refuge Te_min. De manière plus concrète, toutes les 10 minutes, échelle de temps à laquelle sont mesurées les températures opérantes, il est défini si cette température permet l'activité des individus en la comparant à Tpref – température connue, mesurée empiriquement en établissant un gradient de température dans un bac et en mesurant la température corporelle des individus lorsqu'ils ont choisi leur position dans le bac. Si Te_max > Tpref alors il sera indiqué que ce pas de temps correspond à un temps d'inactivité hr. Sur une journée, les hr sont sommés et Hr est obtenu.

Ensuite, Hr et Hr_limit – temps de restriction d'activité maximum avant d'engendrer l'extinction – sont comparés. Si Hr > Hr_limit, l'extinction de la population est définie. Pour faire des projections des extinctions futures, Hr est calculé à partir de la relation Hr=f(Tmax, Tb) établie par l'étude de populations en particulier, il sera ensuite comparé à Hr_limit. Ce modèle a déjà été validé sur un ensemble d'espèce (SINERVO *et al.*, 2010) mais il reste simpliste puisqu'il ne prend pas en compte divers éléments tels que la capacité d'adaptation des espèces (CAMPBELL-STATON *et al.*, 2017 ; SINERVO *et al.*, 2018) ou la structure des microhabitats (SINERVO *et al.*, 2011). Il y a de nombreuses améliorations à proposer dont la compréhension des variabilités temporelles et spatiales des données et de leurs rôles sur les prédictions (KEARNEY *et al.*, 2012 ; FELDMEIER *et al.*, 2018). Également, ce travail de thèse donne l'opportunité d'effectuer la collecte de données sur plusieurs années et donc d'étudier la variabilité inter-année, contrairement à la plupart des autres travaux.

Le modèle de Sinervo utilise un effet seuil pour définir si une population peut être active ou non mais l'activité peut aussi être visualisée en temps continu (GUNDERSON & LEAL, 2015). Par exemple, Gunderson et ses collaborateurs considèrent l'activité comme un processus qui a lieu sur une certaine gamme de température et qui peut varier en intensité. Ils définissent ainsi un cadre conceptuel pour comprendre les contraintes thermiques sur l'activité à l'aide de quatre composantes ; des seuils pour définir la fenêtre d'activité thermique ; le type d'activité ; une distribution de probabilité d'activité selon la température et une vigueur d'activité qui définit l'intensité de l'activité et qui varie également selon la température (GUNDERSON & LEAL, 2016). Selon le type d'activité, les seuils, la distribution de probabilité et la vigueur d'activité sont susceptibles d'être modifiés (Fig. 16). Ce modèle permet ainsi d'être plus précis sur les définitions des temps d'activité et d'inactivité et semblerait plus approprié pour projeter les extinctions liées à cette réduction du temps d'activité. Cependant, les définitions des distributions de probabilité et des vigueurs d'activité nécessitent des données issues de nombreux suivis comportementaux et sont donc difficiles à obtenir. Des travaux précédents ont permis d'obtenir ces courbes pour le têtard de le Grenouille des Pyrénées (CONSTANT, 2017) ; les données recueillies et ces résultats seront dans la mesure du possible ré-exploités dans ce travail de thèse.

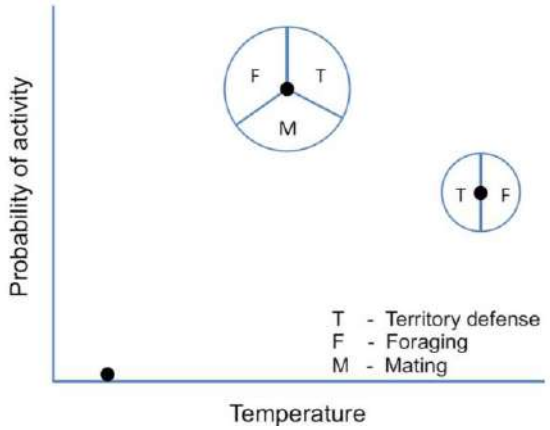


Fig. 16. Cadre conceptuel de la contrainte thermique sur l'activité d'un ectotherme.

Un ectotherme est dans trois conditions thermiques différentes. La probabilité d'activité est indiquée par le point noir, la vigueur d'activité par le diamètre du cercle et le type d'activité par les lettres (GUNDERSON & LEAL, 2016).

En parallèle du développement d'un modèle mécanistique comme discuté précédemment, une approche corrélative de la répartition de ces quatre espèces sera effectuée. Les données de comptage ou de présence-absence (ou données de détection/non-détection) (cf. § 4.2, §8.5, § 8.6) seront explorées sous R et QGIS, un logiciel de SIG. Pour exploiter au mieux ces données, un modèle N-mélange qui intégrera les deux types de données sera utilisé afin de déterminer la probabilité de détection sur chaque site et d'estimer l'abondance réelle de la population (ZIPKIN *et al.*, 2017); ces estimations seront ensuite intégrées dans un modèle corrélatif. Puis, les séries temporelles des températures de l'air mesurées par les stations météorologiques et éventuellement d'autres variables climatiques explicatives parmi les indicateurs climatologiques définis par l'Organisation Mondiale de la Météorologie seront analysées. Ensuite, un modèle corrélatif de répartition des espèces comme MaxEnt, BIOMOD ou sdm – une des dernières plateformes publiées sous R (NAIMI & ARAUJO, 2016) – sera utilisé pour modéliser la répartition actuelle et future. Enfin, les résultats des deux méthodes seront confrontés. A l'aide des deux approches mises en œuvre, une projection de la carte de répartition des quatre espèces d'étude – Grenouille des Pyrénées, Lézard de Bonnal, Lézard catalan et Lézard ocellé – sera réalisée comme ont pu le faire Ceia-Hasse et ses collaborateurs (CEIA-HASSE *et al.*, 2014) (Fig. 17).

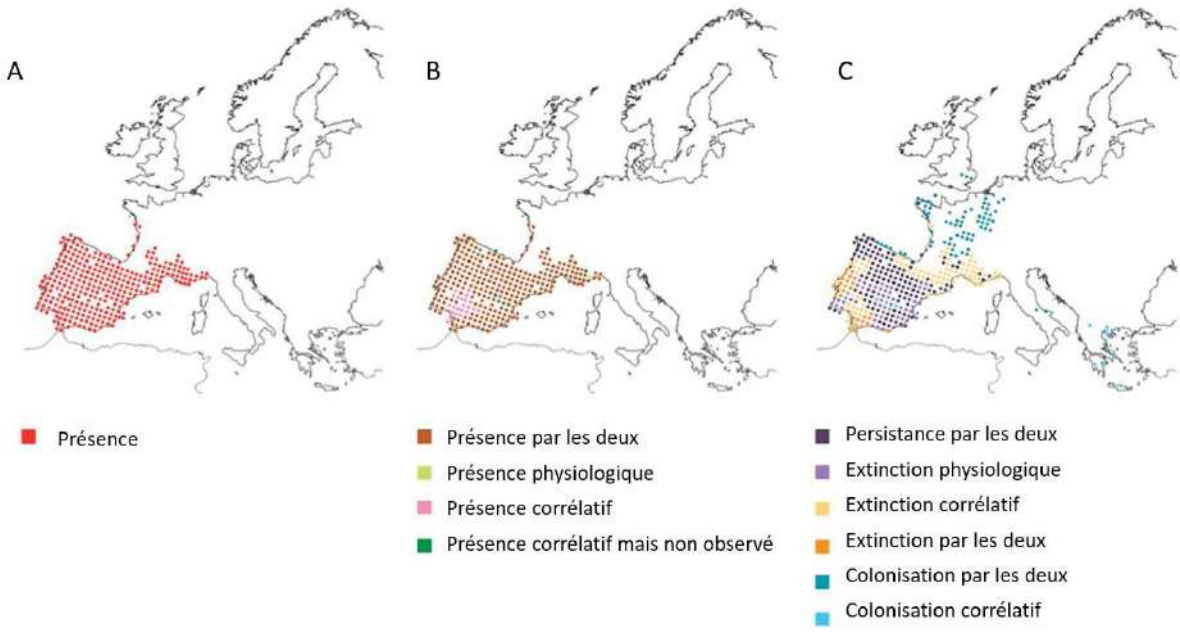


Fig. 17. Carte de répartition pour Timon lepidus. Répartition observée (A), répartition prédite (B) et répartition projetée (C) pour les deux méthodologies, corrélative et mécanistique (CEIA-HASSE et al., 2014).

- Niche thermique de la Grenouille des Pyrénées (Rana pyrenaica)

Auteur : Frank D'Amico

Les amphibiens sont parmi les taxons, à l'échelle de la planète, les plus impactés par le changement climatique (ARAUJO *et al.*, 2006a ; RUIZ–ARAVENA *et al.*, 2014). Les raisons qui font de la Grenouille des Pyrénées une espèce sentinelle du climat sont exposées plus en détail dans ce rapport à la section §8.5. Alors que l'écophysiologie de la Grenouille des Pyrénées est totalement méconnue, un enjeu majeur est de pouvoir poser les bases de l'évaluation du risque d'extinction de cette espèce. Une question essentielle est : la petite taille de *Rana pyrenaica* et son cycle de vie dans en rivière confèrent–ils une vulnérabilité accrue de l'espèce au changement climatique ?

Préalable indispensable à la modélisation du risque d'extinction, et à la compréhension des facteurs qui y sont liés, une connaissance approfondie de l'écophysiologie de l'espèce est nécessaire. Cette connaissance fait cruellement défaut pour la Grenouille des Pyrénées, une espèce découverte tout récemment. Qui plus est, les réponses des grenouilles (et des amphibiens en général) sont plus complexes et plus subtiles que celles des lézards : le risque de disparition est élevé quand des températures élevées de l'air (Tair) restreignent l'activité pendant les périodes de reproduction, mais il dépend aussi des conditions thermiques (Tsol) et hydriques (Ψ sol) du sol (les deux pouvant être liées aux impacts des sécheresses sur les plantes par exemple) et d'autres facteurs indépendants du changement climatique. Un autre défi lié à l'étude des amphibiens réside dans la réalisation d'un cycle vital qui intègre des stades aussi différents que le stade juvénile (têtards aquatiques) et que le stade adulte (en milieu terrestre) : à la différence des têtards, les adultes de cette espèce sont rares (effectifs faibles) et rarement observés du mois durant la journée. Qui plus est, leur inscription dans la liste rouge régionale au sein de la catégorie « en danger » confère à cette espèce un niveau particulier de soins apportés lors de toute étude, a fortiori si celle–ci implique une capture des individus. Pour ces raisons, les réponses des adultes sont étudiées de façon indirecte, non invasive et encore moins destructives au moyen de dispositifs expérimentaux transportables sur le terrain qui permettent, en répétant les observations sous différentes conditions climatiques de caractériser sous forme d'équations généralisables certains aspects de l'écophysiologie des individus et leur réponse face au réchauffement.

Sachant que la physiologie de cette espèce et la sensibilité relative au changement climatique des stades de vie (œufs vs têtards vs adultes) est inconnue, plusieurs hypothèses ont été formulées, dont les deux plus structurantes sont :

· (H1)– la phase larvaire est la plus dépendante au changement climatique du cycle de vie (seule la température Teau intervient); la vulnérabilité de la phase adulte dépend des températures de l'air (Tair) et des conditions thermiques (Tsol) et hydriques (Ψ sol) du sol, auxquels s'ajoutent d'autres facteurs (e.g. parasitoses) indépendants du changement climatique.

· (H2)– le risque d'extinction augmente avec l'élévation de Teau (qui diminue la performance et la vigueur d'activité des têtards) et de Tair (qui restreint l'activité des adultes pendant la période critique de reproduction et qui augmente les risques de déshydratation).

En 2017, l'objectif était d'estimer pour la première fois quelques paramètres descripteurs spécifiques de la niche thermique des têtards (MALLARD, 2017b) en développant deux approches complémentaires, l'une basée sur les courbes de performance thermique (HUEY & KINGSOLVER, 1989 ; ANGILLETTA *et al.*, 2002 ; HUEY *et al.*, 2012 ; SINCLAIR *et al.*, 2016) ; et l'autre –innovante– construite sur les courbes de vigueur d'activité (GUNDERSON & LEAL, 2016). Plusieurs décennies de recherche ont démontré la pertinence de l'approche et les publications citées ci–dessus décrivent ce que sont les courbes de performance thermique et ce que l'on en peut en tirer leur intérêt. Rappelons qu'une « courbe de performance » ou de « fitness » thermique sert de descripteur pratique de la façon dont un changement de la température corporelle (Tb) influe sur la sensibilité physiologique et l'aptitude des ectothermes. Loin d'être une approche figée, il s'agit au contraire d'un champ en pleine dynamique avec de nouveaux développements proposés, comme celui basé sur la mesure de l'activité, comme alternative à la performance (GUNDERSON & LEAL, 2016). Sur la gamme de température testée sur le terrain, allant de 9 à 20°C, la construction de courbe sur une large gamme de température a apporté les estimations suivantes : 13,1°C à 13,3°C selon la performance envisagée sachant que trois types ont été mesurés. Les premiers résultats indiquent que les têtards de cette espèce pourraient être qualifiés de « généralistes » avec une largeur de performance très importante au vue de la gamme de température qu'offre le milieu aquatique. Ces résultats sont cohérents, puisque ces organismes semblent se rapprocher de la thermoconformité (peu de possibilité de thermorégulation comportementale) et que leur habitat thermique est très variable. Toutefois, la variabilité naturelle des cours d'eau, à la fois dans l'espace et au cours du cycle naturel, n'est pas connue.

En 2018, l'UPPA s'attache à caractériser cette variabilité spatio–temporelle du milieu de développement des têtards et démarre l'étude des réponses des individus adultes de Grenouille des Pyrénées : les premières expériences sur l'effet possible des variations de température sur les adultes, dans leur habitat naturel, ont été conduites en privilégiant une approche basée sur l'emploi de modèles biomimétiques en agarose.

– Matériel et méthodes

Le premier volet méthodologique porte sur la caractérisation de la variabilité spatio–temporelle du milieu de développement des têtards ; ce volet était manquant lors du démarrage de l'étude de terrain conduite en 2017 sur les performances thermiques des têtards et n'a pu être amorcé que tardivement, durant l'été 2017, après réception du matériel de mesures (sondes HOBO Onset) qui n'a été effective qu'au 23 juin 2017. Le deuxième volet est totalement nouveau, même s'il s'agit d'une question dont l'intérêt remonte à longtemps déjà (cf. par exemple (THORSON & SVIHLA, 1943), à une période où les moyens de recherche étaient très différents : il concerne la modélisation indirecte des réponses des individus adultes de Grenouille des Pyrénées au moyen de modèles biophysiques biomimétiques.

- Volet 1 : caractérisation du microclimat et de la variabilité spatio–temporelle du milieu des différents habitats utilisés lors du cycle vital

Cette caractérisation se fait dans une logique dynamique, à la fois sur les sites fréquentés par les populations locales existantes mais aussi sur des sites où l'espèce est absente mais qui correspondent aux conditions qui seront vraisemblablement prévalentes dans le futur. A cet effet, outre l'instrumentation des quatre sites de présence actuelle connue, deux autres sites ont été équipés de sondes enregistreuses et correspondent d'une part à un ruisseau en milieu ouvert et, d'autre part, à un ruisseau en milieu fermé, les deux étant exposés à des températures plus élevées que sur les sites de

présence connue et susceptibles de connaitre un étiage estival prononcé voire un assèchement saisonnier.

En rivière, deux types de sondes de marque Onset™ ont été utilisés ; il s'agit des modèles étanches HOBO Water Temp Pro v2 (U22-001) et Tidbit v2 (UTBI-001). L'installation de ces sondes sur les sites de présence de *Rana pyrenaica* est illustrée aux Fig. 18–Fig. 20. En milieu terrestre, il s'agit du modèle HOBO Pro v2 6' Ext T/RH (U23-002) dont plusieurs exemplaires ont été déployés dès le début du programme par Cistude Nature et dont les résultats seront utilisés pour modéliser d'une part les variations interannuelles d'abondance de têtards (voir § 8.5 du présent rapport) et d'autre part la répartition actuelle et future de l'espèce sous différents scénarii (voir § discussion).

Dans un milieu aussi variable et aussi contraignant qu'est un torrent de montagne, l'installation de sondes dans l'eau est particulièrement délicate ; même un petit ruisseau de moins d'un mètre de largeur peut devenir un véritable torrent fait de plusieurs bras qui s'écoulent sur une dizaine de mètres de largeur. En période de crues, les débits peuvent être très importants et les vitesses d'écoulement très fortes ; le déplacement des matériaux solides du lit de la rivière est important, y compris de matériaux volumineux comme des pierres et des galets, voire des blocs. A cela s'ajoute une érosion du lit des berges, qui est survenue au moins une fois pendant le printemps 2018. Dans ces conditions, il est important d'assurer une fixation à la fois flexible et solide des sondes, avec la contrainte de ne pas avoir à modifier le milieu naturel (pas d'emploi de ciment ou autre moyen de fixation). Les sondes ont été fixées à un ancrage solide naturel (racine d'arbre en général) sur les berges au moyen d'un câble métallique de quelques dizaines de centimètres permettant l'immersion de la sonde. Après installation, la sonde est recouverte de galets et blocs de façon à masquer l'installation aux yeux d'éventuels promeneurs et pêcheurs et à assurer une mesure réelle de la température de l'eau (et non de l'air lors d'une éventuelle exondation). Remplir tous ces critères est délicat, et malgré cela, même en assurant le meilleur compromis, plusieurs sondes ont été emportées lors de crues survenues lors de cette année hydrologique marquée par des crues fortes et fréquentes ou bien ont été enfouies sous plusieurs dizaines de centimètres de matériaux déplacés (pierres et galets).



Fig. 18. Installation sur le terrain d'une sonde Onset HOBO Water Temp Pro v2 étanche (modèle U22-001).



Fig. 19. Sonde Onset HOBO Water Temp Pro v2 étanche (modèle U22-001) une fois installée sur le site de Lecumberry I, au centre de la photo (cercle rouge).



Fig. 20. Ancrage sur le terrain d'une sonde Onset Tidbit v2 (UTBI-001).

- Volet 2 : Etude écophysiologique de *Rana pyrenaica* et caractérisation de sa niche thermique au cours de son cycle vital

Les amphibiens (comme tous les ectothermes) sont dépendants de leur environnement vis-à-vis de la chaleur et de l'humidité ; ils sélectionnent donc vraisemblablement des habitats qui fournissent les valeurs les plus appropriées de celles-ci. Étant donné que les températures corporelles (souvent notées Tb) sélectionnées affectent leur développement, leur physiologie et leur comportement, il est essentiel de suivre les variations de cette température corporelle pour comprendre leur écologie (ROZNIK & ALFORD, 2014).

Comme pour les lézards, des modèles physiques biomimétiques ont également été utilisés pour étudier la biologie thermique des amphibiens. Toutefois, tant la conception que l'utilisation de tels modèles biophysiques pour les amphibiens sont compliquées par l'effet de refroidissement que procure l'évaporation à la surface du corps, avec pour conséquence une baisse de la température corporelle (Tb); pour cette raison, les modèles biophysiques d'amphibiens doivent rester humides. Divers objets ont été utilisés pour imiter les propriétés thermiques des amphibiens, notamment des amphibiens morts (SEEBACHER & ALFORD, 2002), des avatars en agarose (NAVAS & ARAUJO, 2000 ; ROZNIK & ALFORD, 2014), et en plâtre (TRACY *et al.*, 2007), des éponges (HASEGAWA *et al.*, 2005) et aussi des moulages ou des tubes en cuivre recouverts de coton ou de tissu humide (BARTELT & PETERSON, 2005).

Avec plus ou moins d'efficacité selon les cas, de tels modèles biophysiques simulent les propriétés thermiques d'un animal à l'état d'équilibre (SHINE & KEARNEY, 2001). En intégrant un certain nombre de variables environnementales et d'attributs physiques de l'animal, ils produisent une mesure significative appelée température ambiante opérante (Te), qui est –comme pour les lézards cf. § Niche thermique des lézards. – une approximation de la température corporelle de l'animal. De façon plus précise, la température opérante (Te) est définie comme étant la température du corps d'un animal s'il était en équilibre thermique avec le milieu, en l'absence d'élévation de température métabolique ou de refroidissement par évaporation (ANGILLETTA *et al.*, 2002 ; DZIALOWSKI, 2005). Elle est mesurée avec des modèles physiques disposés dans l'environnement ou avec des équations mathématiques décrivant le transfert de chaleur en condition d'équilibre, entre l'animal et l'environnement (DZIALOWSKI, 2005). Dans le cadre de cette étude, des modèles biophysiques (appelés aussi biomimétiques) sont choisis. Parce que les mesures de Te caractérisent les températures d'équilibre disponibles pour un animal dans son environnement, les modèles biophysiques sont réellement utiles pour en apprendre davantage sur la thermorégulation, sur les conséquences de la sélection d'un microhabitat fonctionnel par exemple (HUEY, 1991), comme l'est un gîte (gîte nocturne ou diurne pour échapper à une insolation trop forte).

Pour la grenouille des Pyrénées, comme pour l'étude des lézards, les températures opérantes* (Te) sont mesurées en utilisant des thermocouples (sondes HOBO Onset) placés dans des modèles biomimétiques qui imitent les propriétés thermiques et hydriques des amphibiens adultes. L'approche expérimentale simule les changements écophysiologiques (taux de perte d'eau et variation de température corporelle) survenant en fonction de l'humidité relative et de la température. Le protocole retenu suit le design expérimental de B. Sinervo, O. Jimenez & V. Luja (communication personnelle avec F. D'Amico) à 2x2 facteurs sur un cycle de 24 h, avec des conditions climatiques contrastées. Pour cette étude, après discussion avec Barry Sinervo (Université de Californie à santa Cruz – USA) et Donald Miles (Université de l'Ohio – USA), et dans un souci d'harmonisation des protocoles d'autres études réalisées à l'échelle mondiale, les modèles biomimétiques choisis dans le

cadre du programme les sentinelles du climat sont des avatars en agarose (NAVAS & ARAUJO, 2000). Le protocole pour la construction de ceux-ci est conforme aux descriptions originales (NAVAS & ARAUJO, 2000) : les avatars en agarose (agar Sigma-Aldrich ref A1296-5000) sont coulés dans des moules en latex fournis à F. D'Amico par B. Sinervo comme l'illustre la Fig. 21. Leur pesée s'effectue au moyen d'une balance de précision (modèle Kern EMB-202, précision 0.01 g). Leur déploiement sur le terrain a été adapté aux questionnements du programme les sentinelles du climat par F. D'Amico. Après chaque visite de terrain, le matériel (notamment les bottes) est désinfecté au moyen d'un viricide (Virkon ®).

Comme rappelé dans la formulation des hypothèses de travail (H1 et H2), la vulnérabilité des individus au stade adulte dépend des températures de l'air (Tair) et des conditions thermiques (Tsol) et hydriques (Ψ sol) du sol, auxquels s'ajoutent d'autres facteurs (e.g. parasitoses) indépendants du changement climatique. Une hypothèse forte est qu'une hausse de la température de l'air (Tair) augmente les risques de déshydratation. Cette hypothèse est déclinée de façon plus détaillée en trois sous-hypothèses (H2a, H2b et H2c), testées au moyen du dispositif expérimental utilisant les modèles biomimétiques en agarose :

(H2a) – la hausse de température de l'air a des effets plus marqués en journée que pendant la période nocturne d'activité des adultes,

(H2b) – le risque de déshydratation, et donc la vulnérabilité au changement climatique, des adultes dépend de l'habitat utilisé : il est plus fort en habitat « ouvert » qu'en habitat « fermé »,

(H2c) – le risque de déshydratation, et donc la vulnérabilité au changement climatique, est accru pour les espèces de petite taille.

Pour un test bilatéral, la traduction des hypothèses H2a, H2b et H2c en hypothèse statistique nulle (Ho sensu stricto) serait la suivante:

(H2a) – la déshydratation des modèles en agarose pendant la journée est égale à la déshydratation des modèles pendant la nuit,

(H2b) – la déshydratation des modèles en agarose dans un habitat « ouvert » (milieu herbacé, éloigné du couvert forestier) est égale à la déshydratation des modèles en habitat « fermé » (sous couvert forestier),

(H2c) – la déshydratation des modèles en agarose de petite taille (i.e. celle de la Grenouille des Pyrénées) est égale à la déshydratation des modèles de grande taille (par exemple la Grenouille rousse, espèce compétitrice potentielle).

Au plan pratique, une expérience de terrain selon un design 2x2 a été mis en place avec deux facteurs contrôlés au cours du cycle nycthéméral (alternance jour/nuit) : d'une part le facteur « habitat » (deux modalités : « ouvert » vs « fermé ») et d'autre part le facteur taille (deux modalités : « petite » vs « grande »).



Fig. 21. Moules en latex et modèles biomimétiques en agarose utilisés pour les expérimentations de déshydratation. Les modèles sont couplés sur le terrain à une sonde Onset HOBO prov2 TT et pesés au moyen de la balance de précision portable Kern EMB-202 (précision 0,01 g).

– Résultats exploratoires

1. Caractérisation du microclimat et de la variabilité spatio-temporelle du milieu des différents habitats utilisés lors du cycle vital

Seules les sondes étanches installées sur les sites d'Estérençuby et d'Aspe ouest ont livré des résultats, avec des imperfections (cf infra). Les autres sondes installées, que ce soient des Hobo Water Temp Pro v2 Logger (OnsetTM), sur les sites de Lecumberry I et de Aspe Est I et Aspe Est II sont perdues, emportées par les crues importantes de l'année hydrologique écoulée ou enfouies sous plusieurs m^3 de sédiments mobilisés par ces crues. Les variations de température des cours d'eau sur les sites de présence de *Rana pyrenaica* au cours d'un cycle annuel suivent la variation saisonnière attendue sous ce type de climat atlantique, comme l'illustre la Fig. 22, avec des températures minimales* pendant l'hiver de l'ordre de 4 ° C et des températures maximales* au cours de l'été de l'ordre de 17 ° C (inférieures à 20 ° C). La température moyenne annuelle mesurée entre août 2017 et août 2018 est de l'ordre de 10 ° C comme l'exprime le Tab. III. Dans ses variations, et dans sa valeur moyenne, la température de l'eau est plus élevée sur le site de la vallée d'Aspe (Tmoy = 10,1 ° C) par rapport au site du pays basque (Tmoy = 9.1° C), ce qui est un résultat attendu compte tenu de l'altitude différente de ces sites (Aspe : 750 m versus Pays basque = 900 mètres).

Il est important de noter que certaines valeurs sont des artefacts de mesure les variations importantes (pointillés rouges notamment sur la courbe des températures) en raison d'exondations passagères de la sonde thermique. Malgré ces erreurs métrologiques ponctuelles, les données obtenues sont les premières jamais enregistrées pour caractériser l'environnement thermique de *Rana pyrenaica* au cours de son cycle annuel.

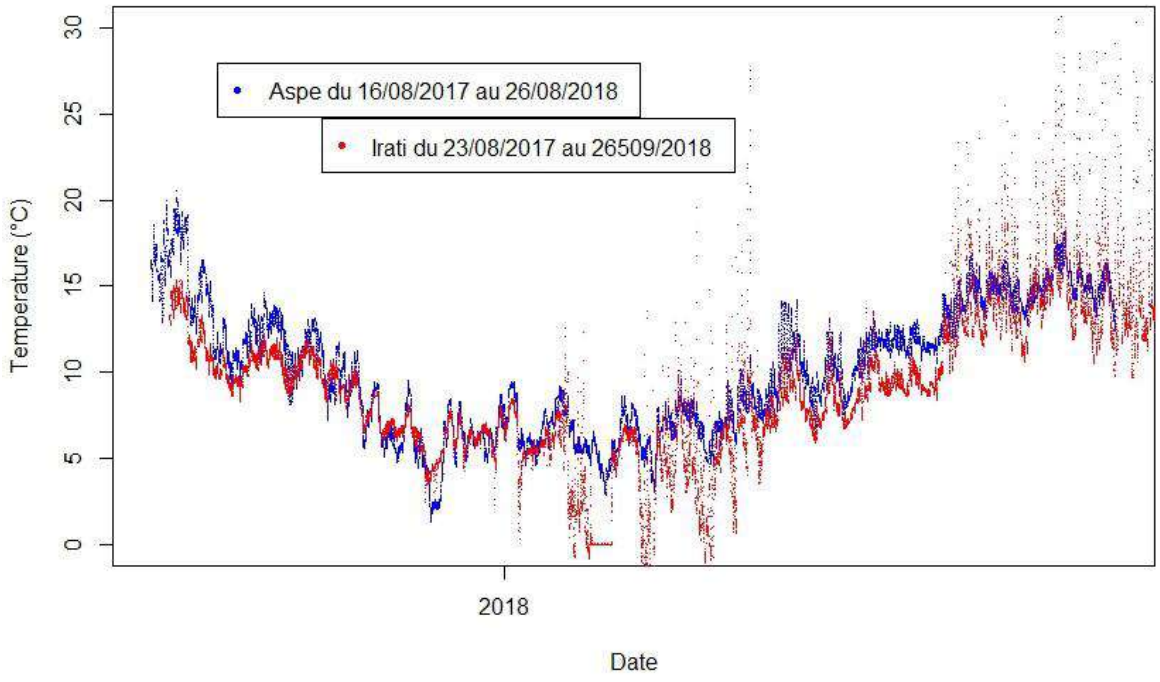


Fig. 22. Graphe de variation des températures de l'eau de ruisseaux représentatifs du milieu de vie de Rana pyrenaica en vallée d'Aspe (courbe en bleu: ruisseau du site d'Aspe Ouest, entre le 16/08/2017 et le 26/08/2018) et au pays basque (courbe en rouge: ruisseau du site d'Estérençuby, entre le 23/08/2017 et le 26/09/2018).

L'étiquette "2018" en abscisse représente le 1er janvier 2018. Nota: les variations importantes (pointillés rouges notamment) peuvent être ou sont effectivement des artefacts liés à des exondations passagères de la sonde thermique

Tab. III. Statistiques descriptives des variations annuelles (2017-2018) des températures de l'eau de ruisseaux représentatifs du milieu de vie de Rana pyrenaica en vallée d'Aspe (en bleu: ruisseau du site de Aspe ouest, entre le 16/08/2017 et le 26/08/2018) et en forêt d'Irati (en rouge: ruisseau du site d'Estérençuby, entre le 23/08/2017 et le 26/09/2018).

Abréviations utilisées: Tmin = température minimale, Q1 = 1er quartile, Tmed = température médiane, Tmoy = température moyenne, Q3 = 3ème quartile et Tmax = température maximale. Les unités (°C) sont des degrés Celsius.

	T_{min} (°C)	Q1 (°C)	T_{med} (°C)	T_{moy} (°C)	Q3 (°C)	T_{max} (°C)
Aspe	1.29*	6.86	9.83	10.08	13.09	20.46*
Irati	-8.26**	6.38*	8.99*	9.14*	11.81*	33.65**

Nota: en raison des exondations passagères de la sonde enregistreuse, les valeurs indiquées avec un astérisque (*) comportent des erreurs; les valeurs indiquées avec deux astérisques (**) sont des valeurs "aberrantes" qui décrivent les températures minimales et maximales de l'air au-dessus du ruisseau, et non dans l'eau, lors d'étiages ponctuels ou prolongés.

Au moment du rendu du rapport (novembre 2018), les données de température du proche bassin versant et des différents habitats utilisés lors du cycle vital sur des sites aux caractéristiques extrêmes (susceptibles d'imiter les conditions futures dans la logique du réchauffement) ne sont pas analysées. Leur traitement se fera prochainement, en conjonction avec l'analyse des données des stations météorologiques acquises par ailleurs dans le cadre du programme les sentinelles du climat sur les différents sites de présence actuelle.

2. Modélisation *in situ* de la réponse au changement climatique chez *Rana pyrenaica*: premiers tests d'un suivi expérimental de la déshydratation

Les premiers essais ont été réalisés en 2018 sous différentes conditions de température. Un premier résultat est fourni à la Fig. 23: l'axe horizontal découpe le cycle nycthéméral en quatre périodes (nuit, matin, après-midi et soir) tandis que l'axe vertical, orienté vers le bas, traduit en pourcentage les pertes de masse des modèles en agarose (imitant les pertes de masse corporelle). A gauche, apparaissent les résultats de l'expérience menée en habitat ouvert (prairial) et à droite, ceux de l'expérience menée en habitat fermé (sous couvert forestier). Les rectangles de couleur bleue décrivent les pertes de masse chez les avatars de petite taille (ici la taille d'une grenouille des Pyrénées) tandis que les rectangles de couleur rouge représentent les pertes de masse chez les avatars de grande taille (ici par exemple celle d'une grenouille rousse).

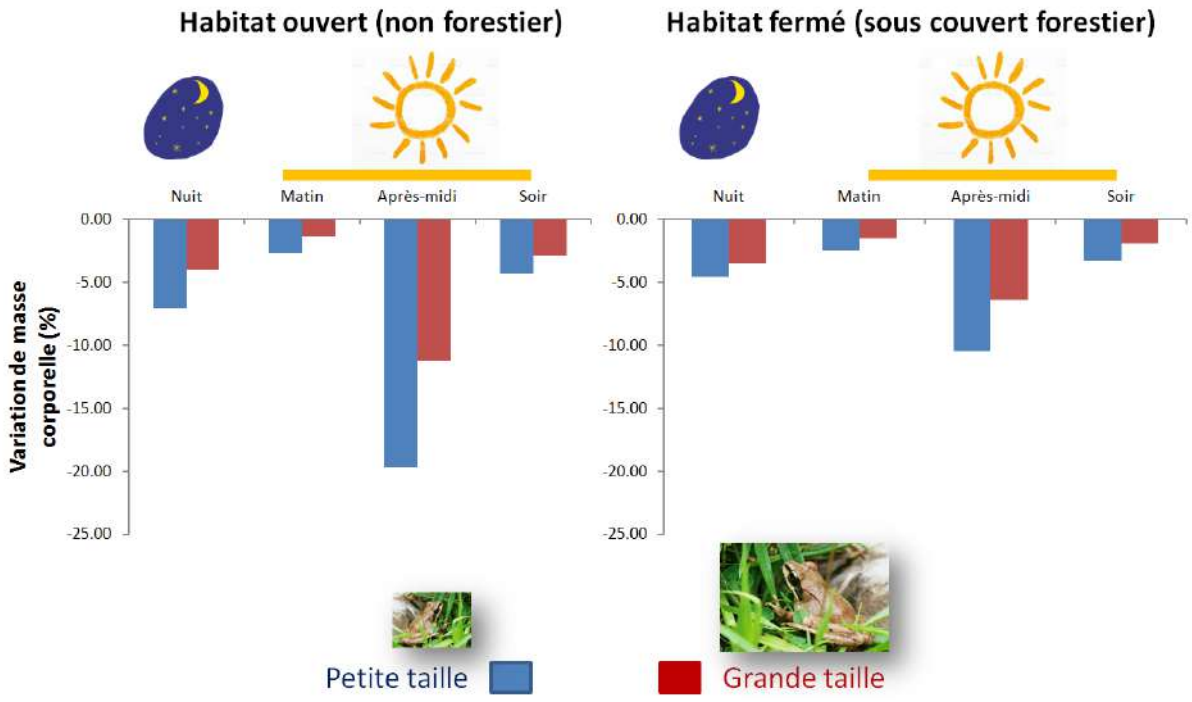


Fig. 23. Premiers résultats issus des expériences de déshydratation expérimentale.

Bien qu'il faille répéter ces expériences plusieurs fois, et conduire les tests statistiques appropriés (ANOVA ou GLM), trois premières « leçons » peuvent être tirées de ce premier essai à titre exploratoire:

« Leçon » 1/ le taux de déshydratation observé serait plus fort chez les modèles en agarose de petite taille,

« Leçon » 2/ au cours du cycle nycthéméral, le taux de déshydratation observé différerait en étant plus prononcé l'après-midi, et le moins prononcé le matin,

« Leçon » 3/ le taux de déshydratation observé serait plus fort en habitat ouvert.

– Discussion

Les expériences avec les modèles biomimétiques en agarose sont conçues pour comprendre la vulnérabilité de la grenouille des Pyrénées au réchauffement climatique, en utilisant des substituts (les avatars en agarose) qui permettent de conduire des expériences sur le terrain (SINCLAIR *et al.*, 2016) sans impliquer la capture d'individus adultes de l'espèce étudiée, considérée comme trop rare (l'espèce est inscrite dans la catégorie EN DANGER de la liste rouge régionale) et dont l'occurrence sur le terrain est faible. Les deux hypothèses sous–jacentes à ces expériences sont les suivantes: i/ le comportement face à la déshydratation des modèles en agarose est comparable à celui des vraies grenouilles (vérifié par plusieurs auteurs (SCHWARZKOPF & ALFORD, 1996 ; SEEBACHER & ALFORD, 2002 ; ROZNIK & ALFORD, 2014), et ii/ le taux de déshydratation est directement lié au réchauffement climatique (la perte de masse est accrue avec une élévation des températures).

Si les premiers résultats des essais avec les modèles en agarose (qui devront être obtenus en répétant l'expérience sous différentes conditions plusieurs dizaines de fois) sont confirmés – et de façon statistiquement significative–, l'interprétation des trois leçons exploratoires formulées dans la section « résultats » plus haut, serait la suivante:

1/ *si* le taux de déshydratation observé est toujours plus fort chez les modèles en agarose de petite taille, cela traduirait une plus grande vulnérabilité des grenouilles de petite taille (par rapport à une grenouille d'une espèce de grande taille cf. (RIQUELME *et al.*, 2016). Ramené à notre contexte, cela pourrait signifier que la Grenouille des Pyrénées, compte tenu de sa petite taille, serait plus sensible à la déshydratation (dont le risque est accru avec une élévation des températures) qu'un amphibien de plus grande taille comme le sont la grenouille rousse et le crapaud commun (dont les têtards se trouvent également dans les cours d'eau utilisés par la grenouille des Pyrénées);

2/ *si* le taux de déshydratation observé varie au cours du cycle nycthéméral, en étant le plus prononcé l'après–midi, et le moins prononcé le matin, alors la vulnérabilité de la Grenouille des Pyrénées face à un environnement qui deviendrait en moyenne plus chaud (et donc plus contraignant en terme de risque de déshydratation, en gardant à l'esprit toutefois que l'évaporation engendre un effet refroidissant!) pourrait dépendre de son cycle d'activités au cours du nycthémère. Contre toute attente, mais cela reste à confirmer, une activité nocturne ne garantirait pas forcément la meilleure protection; par contre, et de façon logique, le choix d'une activité aux heures chaudes de la journée (après–midi) serait la stratégie la pire face au risque de déshydratation.

3/ *si*, à température ambiante comparable, le taux de déshydratation observé diffère selon l'habitat, (il pourrait être plus élevé en habitat ouvert), alors la vulnérabilité de la Grenouille des Pyrénées face au réchauffement climatique pourrait être exacerbé par une modification de l'habitat (déforestation par exemple). L'habitat de prédilection observé de la Grenouille des Pyrénées, à savoir des ruisseaux de montagne sous couvert forestier, conférerait dans ce cas les meilleures conditions de résilience de l'espèce face au changement climatique.

Ces trois interprétations restent à ce stade plutôt spéculatives car basées sur un nombre très limité d'expériences sur le terrain. Toutefois, à ce stade préliminaire de l'étude, il apparait que le choix de suivis écophysiologiques au moyen de modèles biomimétiques (ici en agarose) est pertinent pour cette espèce fragile et en danger. Ce type d'expériences, conduites sur le terrain, peut servir réellement à formuler des hypothèses réalistes dont les résultats, s'ils sont confirmés (PETERMAN *et al.*, 2013 ; RIQUELME *et al.*, 2016), peuvent servir de base à des préconisations de gestion : toute modification de l'habitat forestier fréquenté par l'espèce conduirait à une augmentation de l'espèce face au réchauffement climatique en cours (HUEY, 1991).

Pour l'année 2019, il convient donc de poursuivre ces expériences en les réalisant dans différents types d'habitats ouverts et fermés, sous différentes conditions thermiques, en privilégiant les journées caniculaires qui imitent d'ores et déjà les conditions qui prévaudront, en moyenne, à l'horizon 2050. Avec ce type d'expériences, il est possible d'envisager également d'étudier l'effet d'autres facteurs qui seraient jugées pertinentes comme un éventuel effet de « protection » de la rivière en réalisant ce type d'expériences à des distances variables du cours d'eau, dans un même type d'habitat (fermé ou ouvert).

Comme ajustement nécessaire, il paraît important de programmer les essais au dernier moment de façon à éviter les épisodes orageux et de précipitations. En effet, lors des essais réalisés en 2018, la survenue d'orages ou de passages pluvieux a altéré le comportement des modèles en agarose. Tout épisode pluvieux modifie évidemment l'équilibre hydrique des avatars en agarose et affecte les mesures de changements de masse liés à la seule variable thermique (variable d'intérêt réel dans cette étude). Ces expérimentations étant contraignantes de par le temps nécessaire à leur déploiement sur le terrain sur un cycle de 24 heures, ce qui implique de nombreux déplacements et une disponibilité importante de l'observateur, il convient d'envisager des déploiements dans des habitats similaires mais plus proches que ceux de présence avérée de l'espèce et de procéder à des déploiements plus courts, sur les périodes critiques du cycle nycthéméral.

L'emploi de ces modèles biophysiques (ou biomimétiques) est tout spécialement justifié dans le cas de l'étude des adultes de la Grenouille des Pyrénées, tant ceux-ci sont rares, élusifs et vulnérables. Toute manipulation des individus adultes fait en effet courir un risque très important pour les quelques populations locales connues sur le territoire français.

A terme, l'intégration des données de comptage dans la trame écophysiologique en construction, et la prise en compte de la variabilité climatique du milieu de vie permettront la modélisation de l'extinction et de la répartition future sous différents scénarii climatiques de la Grenouille des Pyrénées en suivant des approches conceptuelles déjà publiées (voir par exemple KEARNEY *et al.* (2008) et BARTELT *et al.* (2010)). Cet exercice sera particulièrement difficile dans le cas de la Grenouille des Pyrénées qui rentre dans le cercle des espèces pour lesquelles les données sont limitées, conférant une complexité accrue à tout travail de modélisation (GALANTE *et al.*, 2017).

- Niche thermique des lézards : Lézard de Bonnal (Iberolacerta bonnali) et Lézard catalan (Podarcis liolepis)

Auteur : Frank D'Amico

Étant ectothermes, les Lézards constituent un excellent modèle pour l'incorporation de telles contraintes explicitement lors de la modélisation les changements en réponse au changement climatique, parce que leur physiologie et leur répartition sont plus directement influencées par la température ambiante.

L'UPPA assure les études de terrain qui permettent d'acquérir les données utiles en vue de la modélisation de l'extinction et de la répartition future sous différent scénarii climatiques de deux Lézards de montagne: le Lézard de Bonnal et le Lézard catalan. Il s'agit de mesurer directement les variations des températures opérantes en déployant des modèles biomimétiques. L'approche utilise les différences entre température préférée (Tpref), températures opérantes (T_e) et température maximale de l'air (Tmax) pendant les saisons de reproduction comme prédicteurs du risque d'extinction, en s'inspirant des modèles d'extinction de SINERVO *et al.* (2010).

Trois espèces de lézards sont prises en compte dans le volet qui incombe à l'UPPA : deux espèces de lézards de montagne et une espèce de lézard présent sur le littoral de la région Nouvelle-Aquitaine.

Les espèces de lézards d'altitude, endémiques des Pyrénées du genre *Iberolacerta*, semblent particulièrement menacées par le changement climatique (ARAUJO *et al.*, 2006a). Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* vit principalement entre 1800 m et 2200 m d'altitude. La principale menace qui semble peser sur cette espèce est l'élévation des températures. A terme, celle-ci permettrait la remontée d'espèces compétitrices (par exemple le Lézard des murailles *Podarcis muralis*) et prédatrices (par exemple la Coronelle lisse *Coronella austriaca)* entraînant à terme la disparition des espèces d'iberolézards (POTTIER *et al.*, 2014).

Abondant en Espagne, le Lézard catalan *Podarcis liolepis,* une espèce d'affinité ibérique, est localisé dans le sud-ouest de la France sur quelques affleurements rocheux du Pays basque et de la vallée d'Aspe. Malgré la présence d'habitats favorables à des altitudes supérieures, ce lézard n'est aujourd'hui localisé qu'en dessous de 900 m dans les Pyrénées-Atlantiques (BERRONEAU *et al.*, 2012). Sa répartition altitudinale pourrait évoluer à moyen terme. Contrairement au Lézard de Bonnal, l'hypothèse première est ici une extension de l'aire de répartition du Lézard catalan.

Le lézard ocellé, *Timon lepidus*, est une espèce intéressante à étudier car sa réponse au changement climatique varie localement : contraction ou extension de l'aire sont toutes deux possibles (CEIA-HASSE *et al.*, 2014). Qui plus est, la caractérisation de la réponse chez cette espèce est sensible à la technique de modélisation corrélative choisie et dépend aussi des scénarios climatiques envisagés (ARAUJO *et al.*, 2006a ; CEIA-HASSE *et al.*, 2014).

– Matériel et méthodes

Les modèles d'extinction utilisés (SINERVO *et al.*, 2010 ; CEIA-HASSE *et al.*, 2014 ; GUNDERSON & LEAL, 2016) permettent, avec effet de seuil ou de façon probabiliste continue, de lier les données de température opérante T_e (définie ci-dessous) aux valeurs locales de température et par conséquent, reconstruire les environnements et la physiologie rencontrées par les populations quand elles se sont éteintes, et potentiellement reconstruire les environnements futurs à être ressentis par les individus de ces populations soumises au réchauffement climatique. Les valeurs de T_e obtenues estiment le nombre d'heures pendant lesquelles les adultes peuvent être actifs (c'est à dire, $T_e \leq T_p$), avant d'avoir à se soustraire de la chaleur et de se retirer dans des refuges thermiques. Le risque d'extinction est élevé quand de hautes valeurs de T_e restreignent le temps d'activité dédié à la recherche alimentaire pendant les périodes de reproduction, au-delà des limites critiques, ces heures de restriction étant notées « h_r » (cf. SINERVO *et al.* (2010)).

La température opérante (T_e) est définie comme étant la température du corps d'un animal s'il était en équilibre thermique avec le milieu, en l'absence d'élévation de température métabolique ou de refroidissement par évaporation. Elle est mesurée avec des modèles physiques disposés dans l'environnement ou avec des équations mathématiques décrivant le transfert de chaleur en condition d'équilibre, entre l'animal et l'environnement (DZIALOWSKI, 2005). Dans le cadre de cette étude, des modèles biophysiques (appelés aussi biomimétiques) sont choisis. La mesure des températures opérantes implique de déploiement sur le terrain, pendant la période de reproduction des espèces étudiées, de modèles biomimétiques. Ces modèles biomimétiques enregistrent les températures opérantes (Te) de lézards en situation d'insolation et en situation de retraite au gîte. Le modèle est fait d'une sonde enregistreuse HOBO Onset de type U23-003 Ext T / Ext T munie de deux capteurs extérieurs : ce type de spécification technique offert par ce matériel HOBO Onset permet d'équiper chaque capteur extérieur de tubes en PVC pour constituer les modèles biophysiques utilisés pour enregistrer les températures opérantes du Lézard (Fig. 24). Un modèle biomimétique type est illustré à la Fig. 24. Sur le terrain, chaque modèle est déployé d'une façon très précise de façon à ce qu'un tube reste en surface pour modéliser la température opérante d'un lézard en insolation tandis qu'un tube est enfoui à 15-20 cm de profondeur (sous les pierres) pour modéliser la température opérante d'un lézard à l'abri du soleil comme l'illustre la Fig. 25. Basée sur l'utilisation de modèles biophysiques, biomimétiques, l'approche expérimentale utilisée présente l'avantage supplémentaire qu'elle n'implique pas de capture d'individus vivants, ce qui est important bien évidemment quand l'étude porte sur des populations locales d'une espèce vulnérable, à plus forte raison quand elle est endémique de surcroît.



Fig. 24. Illustration d'un modèle biomimétique de lézard fait d'une sonde enregistreuse HOBO Onset de type U23-003 Ext T / Ext T et de ses deux capteurs insérés dans les tubes en PVC qui imiteront sur le terrain les lézards en situation d'insolation et en situation de retraite au gîte (© F. D'Amico).



Fig. 25. Déploiement d'un modèle biomimétique de Lézard de bonnal sur le site de Peryreget (© F. D'Amico).

A gauche, installation de la sonde et des tubes en PVC : la flèche rouge indique le tube qui restera en surface pour modéliser la température opérante d'un lézard en insolation ; la flèche bleue indique le tube enfoui sous les pierres pour modéliser la température opérante d'un lézard à l'abri du soleil. A droite, le modèle installé : seul apparaît encore, de façon très discrète, le tube biomimétique du lézard en situation d'insolation.

Pour le **Lézard de Bonnal**, en 2017 comme en 2018, deux sites d'études ont été choisis, en limite ouest de répartition de l'espèce, en vallée d'Ossau:

- site d'Anglas (commune d'Eaux-Bonnes): La population locale de ce site à proximité du lac d'Anglas (2030 m) correspond, de façon relative, à une population de « basse » altitude (cf. section §8.6 du présent rapport). Deux modèles thermiques biomimétiques ont été installés durant la saison de reproduction de l'espèce dans un pierrier; ils sont accompagnés d'un enregistreur Hobo Onset U23-002 RH / Ext T qui enregistre température et humidité relative dans le pierrier.

- site de Peyreget (commune de Laruns): La population locale de ce site de part et d'autre du Pic Peyreget (2480 m) correspond, de façon relative, à une population de « haute » altitude (cf. section §8.6 du présent rapport). Quatre modèles thermiques biomimétiques ont été installés durant la saison de reproduction de l'espèce dans quatre pierriers le long d'un gradient altitudinal et en tenant compte

de l'effet de versant (exposition Sud vs Nord): il s'agit d'un design factoriel 2 x 2 (altitude x exposition). Ces quatre modèles biomimétiques sont accompagnés de deux enregistreurs Hobo qui enregistrent température et humidité relative dans les pierriers en versant Sud et en versant Nord. En tout, deux types de sondes ont été déployées: Onset HOBO U23-003 Ext T / Ext T et Onset HOBO U23-002 RH / Ext T. Le type U23-002 RH / Ext T est utilisé sans modification pour l'enregistrement de la température de l'air, à l'abri et au niveau du sol, et de l'humidité relative. Le site de Peyreget étant inscrit en zone cœur du Parc National des Pyrénées, une autorisation d'installation a été obtenue du service scientifique du Parc National des Pyrénées (réf. n° 2017-228 et n° 2018-99). Un compte rendu détaillé des suivis est fourni annuellement au Parc National des Pyrénées (D'Amico F. 2018- Compte -rendu d'activités en rapport avec l'autorisation n° 2017-228. 8 pages; D'Amico F. 2019- Compte -rendu d'activités en rapport avec l'autorisation n° 2018-99. 8 pages). En 2017, six modèles ont été installées de façon temporaire sur le site du Pic de Peyreget (massif de l'Ossau), entre le 14 juillet et le 23 octobre 2017. A l'issue de cette période, les modèles ont été retirés et les données déchargées pour intégration ultérieure dans des modèles écophysiologiques d'extinction. Les six sondes au total ont été déployées, à deux altitudes différentes, et à deux expositions (Fig. 26), de part et d'autre du Pic Peyreget, conformément aux informations données à la Fig. 26. L'installation de ce matériel a été réalisée de façon discrète et non intrusive, en dehors des sentiers fréquentés par les visiteurs du PNP. En 2018, six sondes ont été installées à nouveau de façon temporaire sur le site du Pic de Peyreget (massif de l'Ossau), entre le 12 juillet et le 23 octobre 2018; il s'agit des mêmes sondes, à l'exception de la sonde 20029881 dont les deux fils connecteurs aux tubes PVC ont été retrouvés sectionnés (par un carnassier ?) à plusieurs endroits (voir plus loin la Fig. 31) et qui a cessé de fonctionner le 3/9/2017 ; devenue inopérante en 2017, cette sonde est remplacée par la sonde 200153119 en 2018.

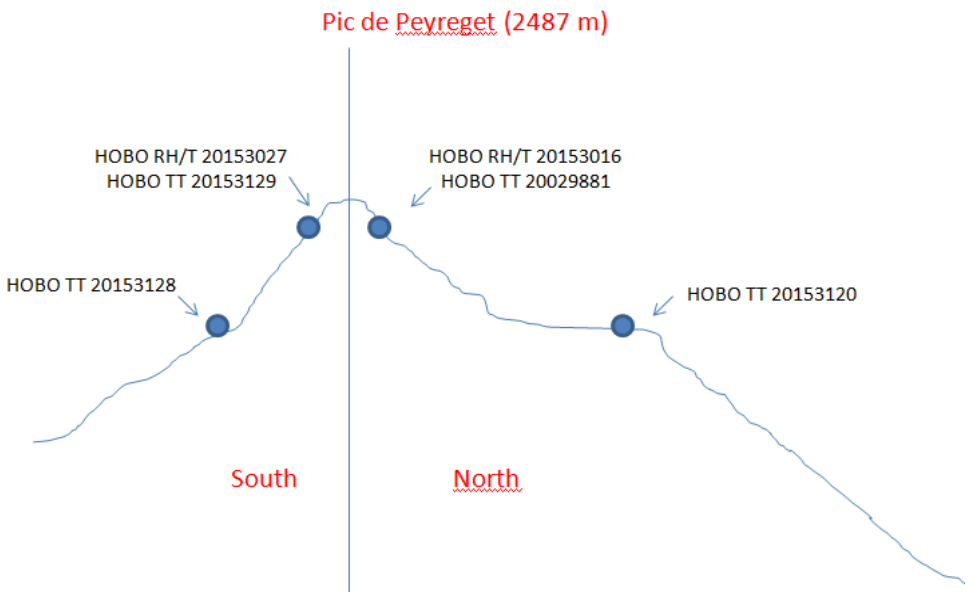


Fig. 26. Profil altitudinal simplifié et localisation des modèles biomimétiques (sondes Onset HOBO) installés sur le Pic de Peyreget.

Pour **le Lézard catalan**, en 2017 comme en 2018, deux sites d'études ont été choisis, au Pays basque et en vallée d'Aspe, en limite Est de répartition de l'espèce.

– site de Mendive (Pays basque): La population locale de ce site correspond, de façon relative, à une population de « haute » altitude (cf. section §8.6 du présent rapport). Deux modèles thermiques biomimétiques ont été installés durant la saison de reproduction de l'espèce dans un pierrier fréquenté par l'espèce à 740 m, et deux autres dans un pierrier à plus haute altitude (1030 m) non encore fréquenté par l'espèce; au démarrage de l'étude, le Lézard catalan a pour limite altitudinale supérieure connue 900 m (BERRONEAU *et al.*, 2012). L'intérêt du suivi des températures opérantes sur ce site est double: i/ dans une vision statique, il s'agit de comparer celles-ci en deçà (< 900 m) et au-delà (> 900 m) de la limite altitudinale connue pour l'espèce au démarrage du programme les sentinelles du climat (cf. section §8.6 du présent rapport); ii/ dans une approche dynamique, avec le changement attendu de la répartition de l'espèce au fil des années, l'information accumulée permettra de comprendre l'évolution des températures qui auront rendu possible cette remontée en altitude. En 2017, quatre sondes ont été installées de façon temporaire sur le site du Pic de Behorleguy (commune de Mendive) entre le 01 juin et le 17 octobre 2017. A l'issue de cette période, les sondes ont été retirées et les données déchargées pour intégration ultérieure dans des modèles écophysiologiques d'extinction. Ces sondes de type U23-003 Ext T / Ext T sont équipés de deux tubes en PVC pour constituer les modèles biophysiques utilisés pour enregistrer les températures opérantes du Lézard catalan (un tube installé en surface pour modéliser la température opérante d'un lézard en insolation; un tube enfoui à 10 cm de profondeur pour modéliser la température opérante d'un lézard à l'abri du soleil – idem Fig. 25). Les 4 sondes au total ont été déployées, à deux altitudes différentes, sur le versant exposé au sud-ouest du Pic de Behorleguy, conformément aux informations données à la Fig. 27. L'installation de ce matériel a été réalisée de façon discrète et non intrusive, en dehors des sentiers fréquentés par les randonneurs, et sur les sites réellement utilisés par les lézards (cf. Fig. 28). En 2018, ces quatre même sondes ont été ré-installées de façon temporaire sur le même site pour enregistrer les températures opérantes entre le 17 avril et le 15 septembre 2018.

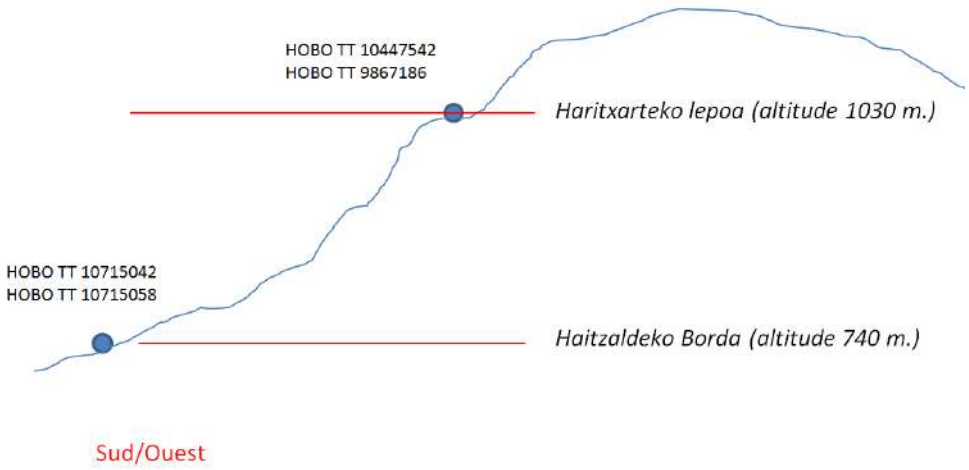


Fig. 27. Profil altitudinal simplifié et localisation des modèles biomimétiques (sondes Onset HOBO) installés sur le Pic de Behorleguy.



Fig. 28. Femelle de Lézard catalan en position de « chauffe » dans son habitat naturel avec au premier plan un des modèles biomimétiques installé au dessus de Mendive, sur le site d'Haitzaldeko borda à 740 m d'altitude (© M. Berroneau).

– site du chemin de la Mâture (vallée d'Aspe): La population locale de ce site correspond à une population isolée (cf. section §8.6 du présent rapport). En 2017, trois sondes ont été installées de façon temporaire sur le site du chemin de la Mâture (commune d'Etsaut en vallée d'Aspe) et ont fonctionné entre le 23 mai et le 24 octobre 2017. A l'issue de cette période, les sondes ont été retirées et les données déchargées pour intégration ultérieure dans des modèles écophysiologiques d'extinction. Ces sondes de type U23-003 Ext T / Ext T sont équipés de deux tubes en PVC pour constituer les modèles biophysiques utilisés pour enregistrer les températures opérantes du Lézard catalan (un tube installé en surface pour modéliser la température opérante d'un lézard en insolation; un tube enfoui à 10 cm de profondeur pour modéliser la température opérante d'un lézard à l'abri du soleil). Les 3 sondes ont été déployées, à sensiblement la même altitude, mais à des expositions différentes: Est, Sud et Ouest pour tenir compte de la conformation particulière du chemin conformément aux recommandations formulées par M. Berroneau. L'installation de ce matériel a été réalisée de façon discrète et non intrusive, le long de l'unique sentier très fréquenté par les randonneurs et grimpeurs. En 2018, ces trois sondes ont été ré-installées de façon temporaire sur le même site, entre le 17 avril et le 15 septembre 2018.

Pour le Lézard ocellé, en 2018, quatre sites d'études ont été choisis, le long d'un gradient nord-sud le long du littoral néo-aquitain:

1. site Vendays (33)

2. site Carcans (33)

3. site de Contis (40): ce site est soumis à l'influence de l'embouchure du courant de Contis, où la dynamique hydro-sédimentaire est complexe et influe sur la morphologie du littoral. Le modèle biomimétique est placé à proximité de la station météo au niveau de l'ourlet forestier.

4. site de Tarnos (64) : A l'extrémité sud-ouest de l'aire de répartition française de ce Lézard Tarnos, le site choisi est dans l'exclos expérimental du site Natura 2000 FR7200713 – Dunes modernes du littoral landais de Capbreton à Tarnos. Sur les conseils d'Arnaud Bassibey (Office National des Forêts), dont l'appui pendant le lancement des suivis de terrain a été précieux, le modèle biomimétique est placé sur le substrat, dans une zone dégagée (Fig. 29).

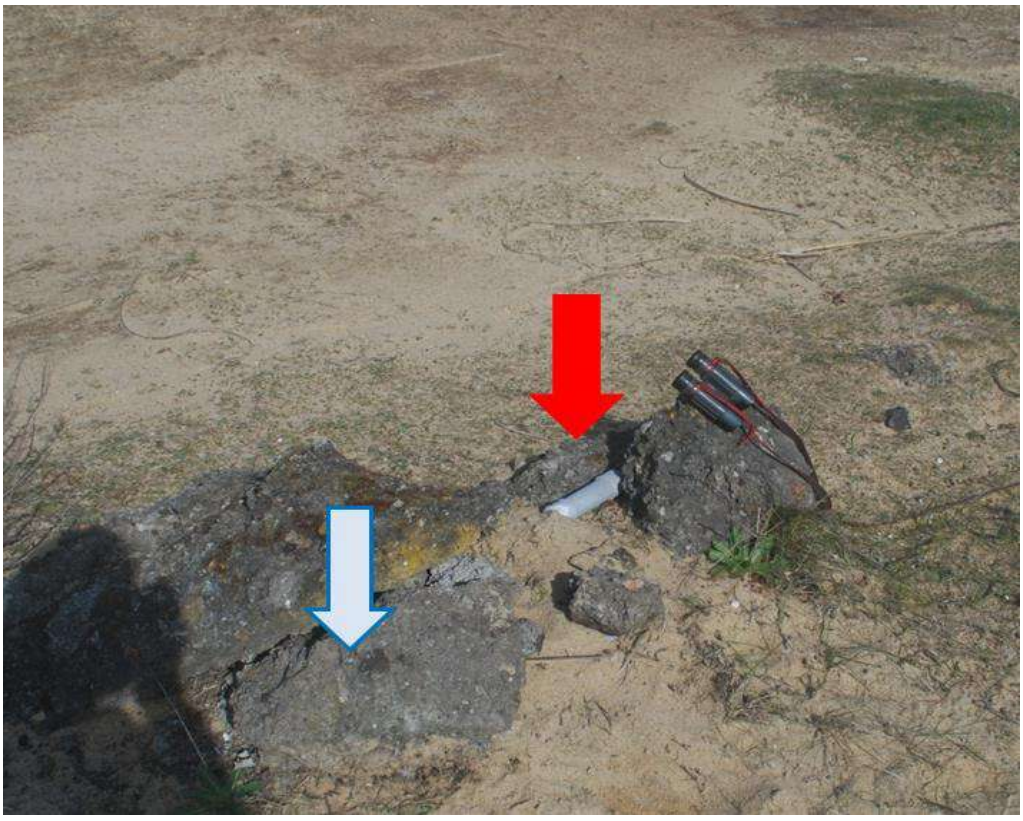


Fig. 29. Modèle biomimétique de Lézard ocellé installé sur le terrain (© F. D'Amico).

Seul apparaît le tube biomimétique du lézard en situation d'insolation (flèche rouge) ; la flèche bleue clair indique le tube enfoui dans le sable sous les pierres pour modéliser la température opérante d'un lézard à l'abri du soleil.

Pour le Lézard ocellé, à titre exploratoire, un 2ème volet de recherche a été développé. Il porte sur l'évaluation rapide de la niche thermique *in situ* par mesure pyrométrique infra-rouge à distance.

Les Lézards (comme la plupart des ectothermes) peuvent atteindre leur température corporelle préférée (notée Tpref) en sélectionnant dans leur environnement thermique immédiat certains micro-habitats pour leurs caractéristiques thermiques. On ne sait pas dans quelle mesure la complexité structurelle de l'habitat fournit des microhabitats thermiques pour la thermorégulation (e.g. (GOLLER *et al.*, 2014) mais ce genre d'informations permet de caractériser certaines variables de la niche thermique de l'espèce étudiée. L'idée est de mesurer conjointement la structure thermique des microhabitats disponibles dans l'environnement (descripteur de l'hétérogénéité de la niche thermique disponible en théorie) et la température du substrat sélectionné préférentiellement par les individus (descripteur de la niche thermique spécifique - niche réalisée) en même temps que la température du lézard sur ce microhabitat préférentiel. Différentes approches statistiques seront utilisées pour caractériser la niche thermique théorique et la niche thermique réalisée, sur la base de comparaison de données mesurées rapidement au moyen d'un thermomètre IR à distance. Le principe opérationnel est de procéder à des mesures rapides pour ne pas alourdir les relevés d'abondance (comptages) prévus dans le protocole initial. L'objectif n'est pas une mesure précise et absolue des niches, et encore moins une estimation précise de la température corporelle des individus, mais plutôt une évaluation relative rapide des différences relatives.

Quelques études ont évalué la corrélation entre mesure de température corporelle par contact direct (mesure cloacale, fiable mais contraignante et invasive) et la mesure indirecte par thermographie ou pyrométrie infrarouge (IR) : selon la partie du corps, les corrélations entre ces mesures sont plus ou moins bonnes, les meilleures correspondances étant observées pour l'œil puis la base de la queue (e.g. (BARROSO *et al.*, 2016). L'idéal serait de procéder à une calibration préalable mais comme on ne cherche pas à mesurer la température absolue des Lézards, mais plutôt un écart relatif entre leur température corporelle et la température environnante, la mesure pyrométrique IR à distance peut être utilisée.

Concrètement, la caractérisation de la niche thermique se fait par une évaluation rapide et simplifiée, directement sur le terrain, de la température corporelle des Lézards en insolation et de la température du micro-habitat sélectionné dans l'environnement disponible. Le modèle de thermomètre portable à visée laser utilisé (modèle 64max FLUKE multifunction IR thermometer 20 :1 D :S) permet une mesure simple et fiable à distance.

Le protocole opératoire de mesures sur le terrain consiste, chaque fois qu'un lézard est contacté *et* qu'il peut être approché à moins de 10 mètres (idéalement 5 m), à prendre les 3 types de mesures suivantes :

1- lézard : 5 mesures à différents endroits du corps (en évitant de pointer le laser dans l'œil de individu)

2- niche thermique réalisée : environnement immédiat du lézard (surface circulaire de 1 m de diamètre) : 5 mesures distinctes, à raison d'une mesure directe du substrat sur cinq points régulièrement espacés d'un cercle approximatif de 50 cm de rayon autour du lézard (les mesures doivent être rapides, « sans réfléchir »). Indiquer le substrat : sable, herbe, etc.

3- niche thermique théorique: environnement éloigné du lézard (à plus de 10 mètres du lézard) : 10 mesures directes du substrat sur des points régulièrement espacés (les mesures doivent être rapides, « sans réfléchir »). Indiquer les substrats présents : sable, herbe, etc.

Concrètement, il s'agit de visualiser approximativement un cercle de 5 m de rayon autour du lézard (circonférence = 31,4 m), et faire une mesure tous les 3 mètres environ. Si le lézard s'est déplacé, l'idéal est de pouvoir faire les mesures en se plaçant à l'emplacement précis occupé par le lézard. Si ce n'est pas le cas (lézard reste immobile) et si la distance est trop grande (> 10 m) entre l'observateur et le lézard, mesurer seulement les 5 points du cercle les plus proches.

– Résultats exploratoires

Des exemples de résultats fournis par les modèles biomimétiques sont donnés aux Fig. 30–Fig. 31. Chaque modèle biomimétique est fait d'une sonde enregistreuse HOBO connectée à deux enregistreurs indépendants extérieures, chacun équipé d'un tube en PVC dont le volume et la taille sont calibrés pour imiter le corps de l'espèce de lézard étudié, et qu'un tube est installé en surface pour modéliser la température opérante d'un lézard en insolation tandis que l'autre est enfoui à 10 cm de profondeur pour modéliser la température opérante d'un lézard à l'abri du soleil. Chaque modèle biomimétique fournit donc deux tracés : un qui correspond aux variations de température opérante du lézard en insolation (trait pointillé sur la Fig. 30) et un qui décrit les variations de température opérante du lézard dans son gîte, à l'abri du soleil (trait continu sur la Fig. 30). Rappel important, les températures opérantes (Te) mesurées ne correspondent en aucun cas aux températures de l'environnement immédiat dans l'air et ne doivent être ni confondues, ni interprétées comme telles.

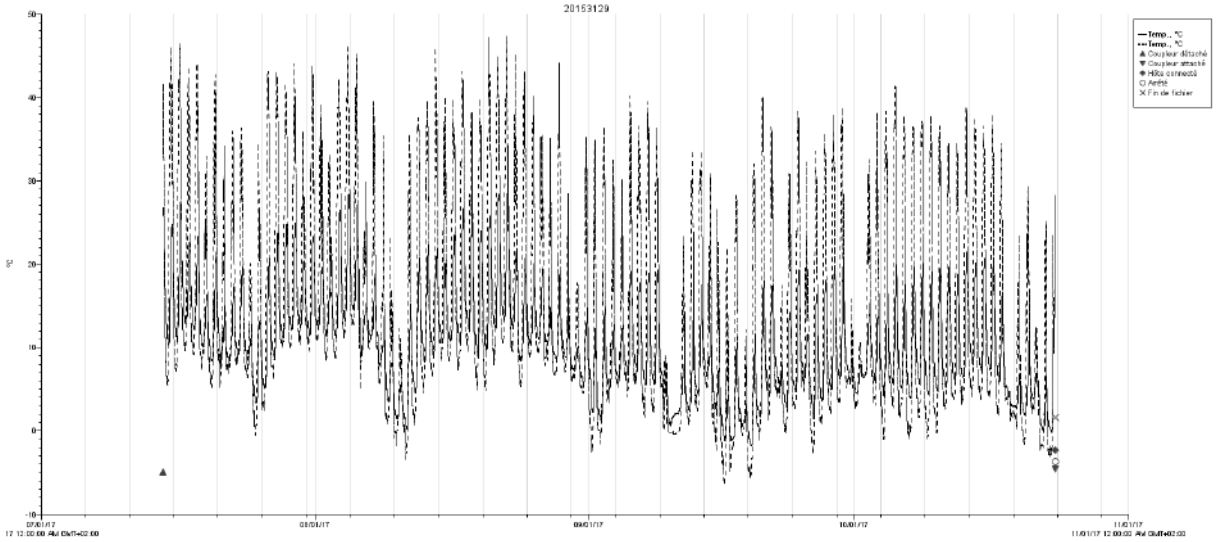


Fig. 30. Exemple de résultat issu des modèles biophysiques pour le Lézard de Bonnal – Tracés correspondant aux enregistrements de température opérative (Te) de la sonde n° 20153129 HOBO Onset Ext T / Ext T entre le 14/07/2017 18h00 et le 23/10/2017 12h08, à 2440 mètres d'altitude.

Le trait pointillé correspond aux variations de température opérante du lézard en insolation ; le trait continu décrit les variations de température opérante du lézard dans son gîte, à l'abri du soleil. [Logiciel: Hoboware Pro™ – En abscisse, le temps; en ordonnée, la température en °C].

Pour le **Lézard de Bonnal**, en 2017 comme en 2018, tous les modèles biophysiques ont fonctionné de façon optimale, à l'exception de celui de la sonde 20029881 dont les deux fils connecteurs aux tubes PVC ont été retrouvés sectionnés (par un carnassier ?) à plusieurs endroits et qui a cessé de fonctionner le 3/9/2017 entre 2h et 2h10 du matin (Fig. 31). Pour éviter que ce type de dégradation ne se reproduise,

une protection simple au moyen d'un grillage a été testée en 2018; aucune dégradation n'a été constatée à l'issue de la campagne, indiquant une bonne efficacité de ce dispositif.

Pour le **Lézard catalan**, en 2017 comme en 2018, tous les modèles biophysiques ont fonctionné de façon optimale, à l'exception de celui de la sonde 10715059 qui a connu un défaut d'enregistrement en 2018 et qui avait été manifestement vue et déplacée par un promeneur en 2017.

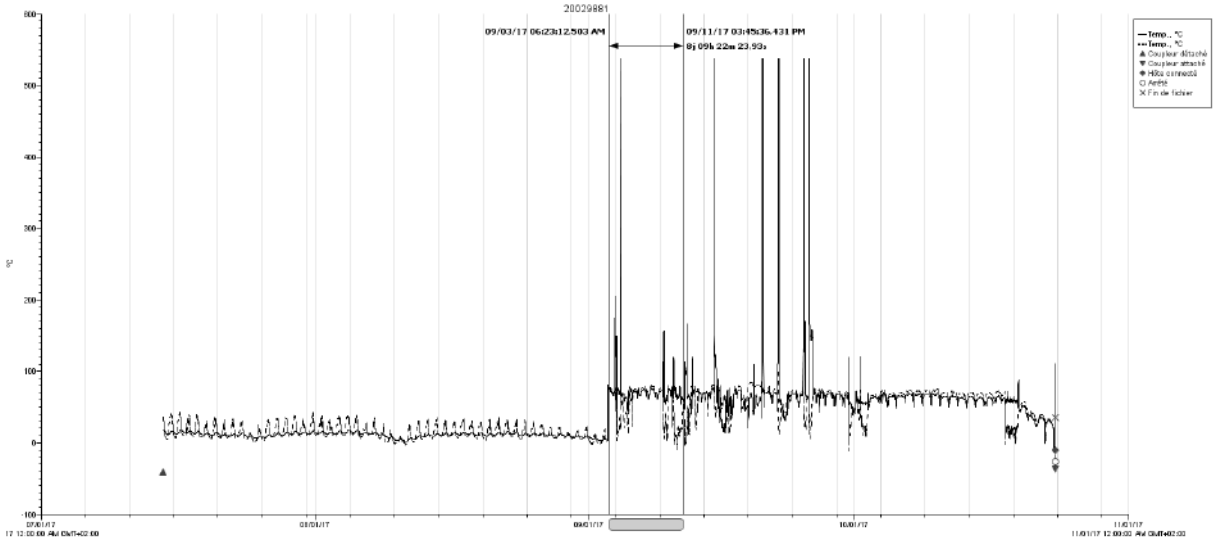


Fig. 31. Tracé correspondant aux enregistrements de température opérative (Te) de Lézard de Bonnal de la sonde n° 20029881 HOBO Onset Ext T / Ext T entre le 14/07/2017 18h00 et le 23/10/2017 12h08, à 2440 mètres d'altitude.

Les conséquences de la dégradation du matériel le 3 sept 2017 sont bien visibles [Logiciel: Hoboware Pro™ – En abscisse, le temps; en ordonnée, la température en °C].

En 2018, pour toutes les espèces, tous les modèles biophysiques ont fonctionné de façon optimale (exemple Fig. 32).

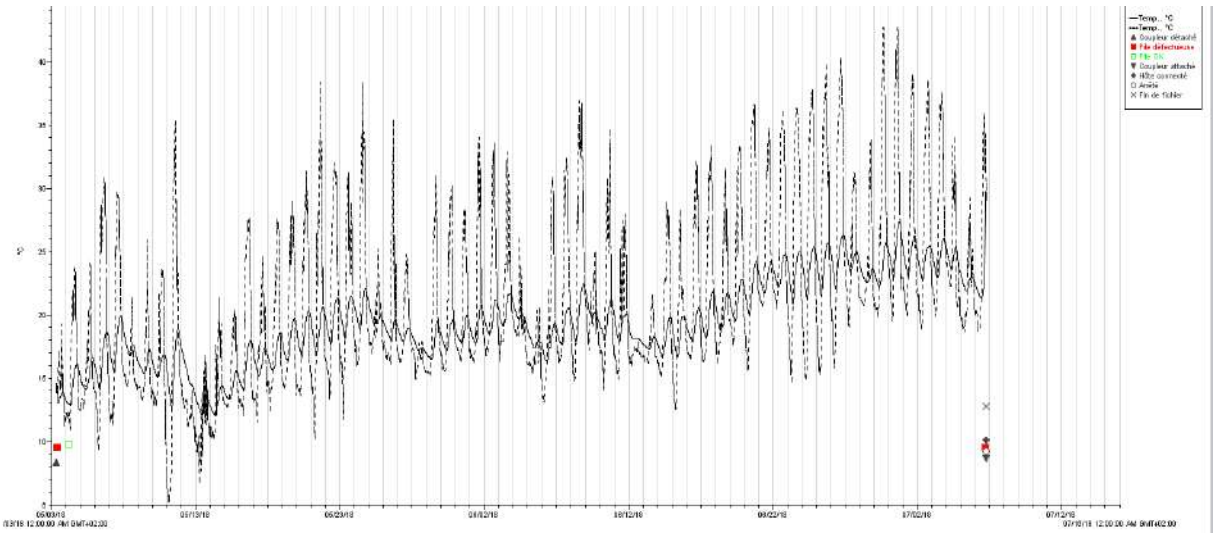


Fig. 32. Exemple de résultat issu des modèles biophysiques de Lézard ocellé sur le site de Tarnos – Tracés correspondant aux enregistrements de température opérative (Te) de la sonde n° 10324826 HOBO Onset Ext T / Ext T avec un focus temporel entre le 03/05/2018 et le 06/06/2018.

Le trait pointillé correspond aux variations de température opérante du lézard en insolation ; le trait continu décrit les variations de température opérante du lézard dans son gîte, à l'abri du soleil. [Logiciel: Hoboware ProTM – En abscisse, le temps; en ordonnée, la température en °C].

– Discussion

Les analyses des données de température opérantes collectées en 2017 et 2018 seront réalisées dans le cadre de la Thèse de Doctorat de Florèn Hugon (cf § Contexte de la modélisation écophysiologique), recrutée dans le cadre du programme les sentinelles du climat au 1er octobre 2018. Ces données originales de Te devront être couplées à d'autres données physiologiques, notamment des données sur la température corporelle réelle (Tb) des lézards) et des données sur la température préférée (Tpref) qui sont obtenues dans des conditions de laboratoire. La plupart de ces données physiologiques ont déjà été acquises dans le cadre de collaborations antérieures (notamment lors du programme « NSF–Collaborative Research: Quantifying Climate–forced Extinction Risks » porté par Barry Sinervo (PI ; Université de Californie) et Donald Miles (CoPI ; Université de l'Ohio) et lors des visites de Barry Sinervo à l'UPPA en 2015 et en 2018 sur ressources internes UPPA en 2015 et avec le soutien de l'INSMI en 2018) ou seront tirées de la littérature scientifique. L'ensemble sera intégré dans des modèles d'extinction qui permettent de lier les données de température opérante Te aux valeurs locales de température et par conséquent, reconstruire les environnements et la physiologie rencontrées par les populations au moment de l'extinction, et potentiellement reconstruire les environnements futurs à être ressentis par les individus de ces populations soumises au réchauffement climatique. Sinervo et ses collègues (SINERVO *et al.*, 2010 ; CEIA–HASSE *et al.*, 2014) ont amélioré les modèles physiologiques de risque d'extinction chez une espèce mexicaine en conduisant une étude de régression entre la différence de température Tmax –Tp et les températures environnementales (DZIALOWSKI, 2005) (Te) sur les sites où l'espèce est éteinte et sur les sites où elle se maintient. Au plan technique, les valeurs de Te obtenues estiment le nombre d'heures pendant lesquelles les adultes peuvent être actifs (c'est à dire, Te ≤ Tp), avant d'avoir à se soustraire de la chaleur et de se retirer dans des refuges thermiques. Le risque d'extinction est élevé quand de hautes valeurs de Te restreignent le temps d'activité dédié à la recherche alimentaire pendant les périodes de

reproduction, au-delà des limites critiques, ces heures de restriction étant notées « hr » (cf. SINERVO *et al.* (2010) ; CEIA-HASSE *et al.* (2014)). Les prédictions sont que les Te doivent être déjà plus élevées sur les sites où les populations locales ont déjà disparu ou sont en passe de disparaitre, tels que ceux trouvés sur les sites de basse altitude en Nouvelle-Aquitaine où *Zootoca vivipara* est déjà enregistré comme éteinte (SINERVO *et al.*, 2010).

En termes de résultats attendus, les démarches de modélisation seront identiques pour les trois espèces de lézard étudiées sachant que le Lézard ocellé pose deux défis spécifiques supplémentaires connus: d'une part, sa réponse au changement climatique peut varier localement comme l'a montré une étude récente conduite en Espagne: les auteurs montrent que la contraction ou extension de l'aire de répartition sont toutes deux possibles (CEIA-HASSE *et al.*, 2014) ; d'autre part, la caractérisation de la réponse chez cette espèce est sensible à la technique de modélisation corrélative choisie et dépend aussi des scénarios climatiques envisagés (ARAUJO *et al.*, 2006a ; CEIA-HASSE *et al.*, 2014).

L'objectif ultime est d'intégrer les données écophysiologiques collectées chez ces deux espèces de lézards pour évaluer leur risque d'extinction dans les Pyrénées occidentales en rapport avec le réchauffement climatique au cours du prochain siècle. En termes de résultat attendu dans quelques décennies de l'état de la biodiversité par rapport à la pression du changement climatique, l'idée sous-jacente est qu'une espèce – *Iberolacerta bonnali* – sera « perdante » tandis que l'autre – *Podarcis liolepis* – sera « gagnante ». Les travaux de modélisation en écophysiologie envisagés (cf. § Contexte de la modélisation écophysiologique) seront confrontés aux résultats naturalistes obtenus depuis plusieurs années par l'équipe de Cistude Nature (cf. section 8.6 du présent rapport).

Les premiers résultats issus des comptages réalisés pendant l'étude (cf § 8.6 du présent rapport) indiquent que les populations de Lézard de Bonnal paraissent stationnaires en termes de répartition spatiale (dimension altitudinale notamment) : si le Lézard de Bonnal le plus bas a été observé à 2030 m en 2017 contre 2047 m en 2018, l'altitude moyenne est passée de 2103 (n = 104) à 2104 m (n = 214). Par contraste, le Lézard des murailles semble avoir progressé d'environ 20 m en altitude. Cette progression semble de plus grande ampleur qu'imaginé, puisqu'entre 2011 et 2018, la hauteur maximale a progressé d'environ 50 m en sept ans. L'analyse conjointe de ces résultats de comptage avec des modélisations des températures historiques sur cette période récente pourra apporter un regard utile sur les mécanismes à l'œuvre, ou du moins sur le rôle possible des variations de température. Zipkin et al. (2017) proposent un cadre analytique unifié qui arrange les échelles spatiales et temporelles de ce type de recherche écologique (ZIPKIN *et al.*, 2017). Dans le cadre de sa thèse, F. Hugon pourra tester l'intérêt de ce modèle qui est une approche structurante pour l'intégration des données de détection-non détection et de comptage dans une seule analyse, de façon à estimer les paramètres utiles de dynamique de la population, et d'estimer conjointement l'abondance et les probabilités de détection individuelles pendant l'échantillonnage. A côté, de nouveaux modèles émergent pour modéliser la co-existence d'autres espèces compétitrices ou non. Parmi ces nouveaux modèles, deux pistes sont prometteuses : 1/ ceux développés par Brodie *et al.* (2017) pourraient permettre de mieux comprendre la dynamique différentielle observée du Lézard des murailles face au Lézard de Bonnal d'une part, et face au Lézard catalan d'autre part (BRODIE *et al.*, 2017), 2 / ceux implémentés par Friedman et al. (2017) qui permettent d'envisager la réussite des espèces de Lézards dans une logique stratégique où certaines stratégies sont gagnantes et d'autres non, conformément à la théorie évolutive des jeux (FRIEDMAN *et al.*, 2017).

2.3 Sensibilité climatique des espèces végétales

Auteur : Rémi David, Contributeurs : Kévin Romeyer, Grégory Caze

Le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (CBNSA) est en charge des travaux sur la flore et les habitats naturels au sein du programme « les sentinelles du Climat ». Dans ce cadre, une réflexion sur la sensibilité climatique des espèces en termes d'évolution géographique a été menée avec pour objectif, *in fine*, de produire une liste d'espèces « sentinelles », de mesurer l'impact propre aux différentes composantes du climat sur le développement de ces espèces végétales, et enfin de générer des modèles de projection de la répartition future des plantes selon les différents scénarios climatiques.

Dans cette optique, le travail s'est préalablement concentré sur le développement d'indices de sensibilité de la flore aux changements climatiques. Des propositions raisonnées de protocoles pour la mise en place de ces indices ont été effectuées sur la base d'une liste d'espèces restreinte (DAVID, 2018).

Guidés par la nécessité d'extraire les informations les plus pertinentes d'un jeu de données relativement vaste, la démarche d'exploration s'est tout d'abord tournée vers les méthodes d'analyses multivariées. Puis, grâce aux résultats ainsi obtenus, nous avons commencé à évaluer le potentiel de méthodes d'un autre type, faisant cette fois intervenir des algorithmes d'apprentissage numérique en vue de proposer des cartes de potentialité de présence pour chaque taxon.

En suivant cette trajectoire méthodologique, ce travail s'inscrit dans la logique des travaux menés antérieurement par différents auteurs (THUILLER *et al.*, 2005 ; ARAUJO *et al.*, 2005 ; VENNETIER, 2007 ; FOREY *et al.*, 2008 ; BADEAU, 2010 ; BELLARD *et al.*, 2012 ; CHEAIB *et al.*, 2012 ; KESHTKAR & VOIGT, 2016 ; PREAU *et al.*, 2018) pour parvenir à définir l'approche la plus pertinente possible pour remplir les objectifs mentionnés plus haut, compte-tenu des données à disposition.

2.3.1 Matériel

- **Données climatiques**

Les données climatiques ont été obtenues via l'espace de commande du site Publithèque (METEO-FRANCE, 2018a), grâce au partenariat développé par Cistude Nature avec Météo France dans le cadre du programme « les sentinelles du climat ». Nous avons ainsi accéder à l'ensemble des données spatialisées produites par cet organisme entre 1959 et la date de validation de notre commande, à savoir le 05/06/2018. Par soucis d'homogénéité entre le jeu de données climatiques et celui des données floristiques, seules celles obtenues pour la période allant de janvier 2000 à mai 2018 ont ensuite été conservées.

Ces données ont été produites par Météo France via les modèles SAFRAN et ISBA (SOUBEYROUX *et al.*, 2007 ; VIDAL *et al.*, 2010). Ils visent à analyser les paramètres météorologiques et à estimer les bilans d'eau et d'énergie en surface sur la France entière, avec une grille régulière de 8 kilomètres. Nous nous sommes donc basés sur les productions du CNRM (Centre National de Recherches Météorologiques) qui dispose de l'expertise pour traiter ces données. De plus, le choix des données modélisées et spatialisées assurait la possibilité d'associer facilement chaque donnée floristique avec une maille de 8 km, là où la tâche de relier flore et variables climatiques aurait été nettement plus complexe à partir

des valeurs acquises par des stations météorologiques ponctuelles et réparties de façon hétérogène sur le territoire. Les données de sortie des modèles SAFRAN et ISBA sont également homogénéisées sur l'ensemble du territoire en tenant compte de la topographie, ce qui n'est bien sûr pas le cas des données brutes. Pour toutes ces raisons, les valeurs modélisées et spatialisées pour les variables climatiques (Tab. IV) ont été utilisées.

Tab. IV. Liste des métadonnées, variables climatiques disponibles et 10 variables sélectionnées (en gras italique).

Mnémoniques	Libellés	Unités
LAMBX	E en Lambert II étendu	hm
LAMBY	N en Lambert II étendu	hm
DATE	Date	AAAAMMJJ
PRENEI	Précipitations solides (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm et dixièmes
PRELIQ	Précipitations liquides (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm et dixièmes
PE	Pluies efficaces (cumul quotidien)	mm et dixièmes
TMOY	Température (moyenne quotidienne)	°C et dixièmes
TINF	Température minimale des 24 températures horaires	°C et dixièmes
TSUP	Température maximale des 24 températures horaires	°C et dixièmes
FF	Vent (moyenne quotidienne)	m/s et dixièmes
RAY (DLI)	Rayonnement atmosphérique (cumul quotidien)	J/cm2
SSI	Rayonnement visible (cumul quotidien)	J/cm2
EVAP	Evapotranspiration réelle (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm et dixièmes
ETP	Evapotranspiration potentielle (formule de Penman-Monteith)	mm et dixièmes
Q	Humidité spécifique (moyenne quotidienne)	kg/kg
HU_AIR	Humidité relative (moyenne quotidienne)	%
SWI	Indice d'humidité des sols (moyenne quotidienne 06-06 UTC)	%
DRAINC	Drainage (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm et dixièmes
RUNC	Ruissellement (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm et dixièmes
WG_RACINE	Contenu en eau liquide dans la couche racinaire à 06 UTC	m3/m3
WGI_RACINE	Contenu en eau gelée dans la couche de racinaire à 06 UTC	m3/m3
RESR_NEIGE	Equivalent en eau du manteau neigeux (moyenne quotidienne 06-06 UTC)	mm et dixièmes
RESR_NEIGE6	Equivalent en eau du manteau neigeux à 06 UTC	mm et dixièmes
HTEURNEIGE	Epaisseur du manteau neigeux (moyenne quotidienne 06-06 UTC)	m
HTEURNEIGE6	Epaisseur du manteau à 06 UTC	m
HTEURNEIGEX	Epaisseur du manteau neigeux maximum au cours de la journée	m
SNOW_FRAC	Fraction de maille recouverte par la neige (moyenne quotidienne 06-06 UTC)	%
ECOULEMENT	Ecoulement à la base du manteau neigeux	mm et dixièmes

Cette modélisation repose sur deux composants, SAFRAN et ISBA :

- Le modèle SAFRAN (Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie) utilise des observations de surface issues de l'ensemble du parc de stations météorologiques de Météo France, combinées à des données d'analyse de modèles météorologiques pour produire les paramètres nécessaires au fonctionnement d'ISBA. Ces paramètres météorologiques sont analysés par pas de 300 m d'altitude puis interpolés sur la grille de calcul régulière de 8 km de côté.
- Le modèle ISBA (Interaction sol-biosphère-atmosphère) intervient donc ensuite pour simuler les échanges d'eau et d'énergie entre le sol et l'atmosphère. Il considère trois couches de sol (surface, zone racinaire, zone profonde), et deux températures (température de surface globale du continuum sol-végétation et température profonde) pour calculer l'ensemble des flux d'eau avec l'atmosphère (interception, évaporation, transpiration) et avec le sol (ruissellement des précipitations et drainage dans le sol).

La combinaison de ces deux modèles aboutit pour chaque maille à la production de valeurs quotidiennes pour 25 variables climatiques dont 10 ont été sélectionnées pour poursuivre notre étude (Tab. IV). Cette sélection a pour premier objectif de simplifier l'interprétation des résultats en limitant le nombre de variables supposées redondantes ou inadéquates dans le cadre de cette étude. Les différents indicateurs associés à la couverture neigeuse ont ainsi été mis de côté, tout comme la force du vent, la pluie efficace ou le drainage.

Les données quotidiennes ont ensuite été moyennées pour obtenir des variables climatiques sur une échelle mensuelle, puis saisonnière et annuelle. Enfin, un tri a été effectué pour ne retenir que les 1469 mailles de 8 km de côté correspondant au territoire de la Nouvelle-Aquitaine (Fig. 33 et Annexe 1).

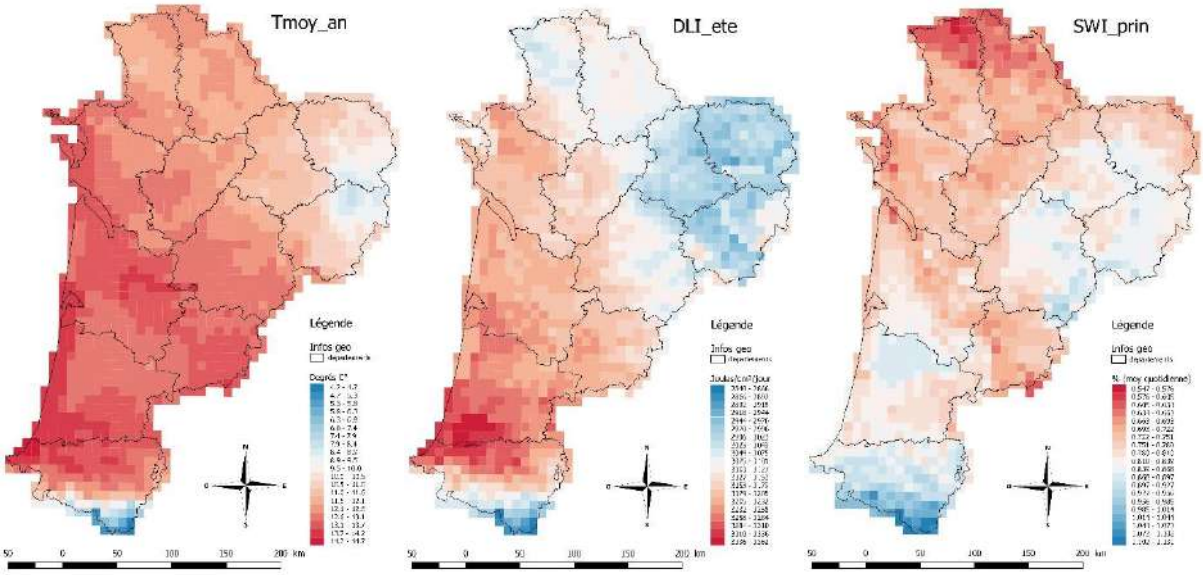


Fig. 33. Exemples de cartes de variables climatiques pour la Nouvelle-Aquitaine.

- Données floristiques

Les données floristiques proviennent de l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV, 2018), et plus précisément de la base de données « Flore, Fonge, Habitats » gérée par le CBNSA en partenariat avec les CBN Massif Central et Pyrénées et Midi-Pyrénées. Celle-ci rassemble les observations floristiques effectuées par les botanistes des trois CBN sur le territoire de la Nouvelle-Aquitaine, et ce depuis leur création et l'acquisition de données dans le cadre de leurs missions d'inventaires. Les relevés floristiques sont ainsi archivés, au fur et à mesure de leur production, et centralisés au sein d'une même base. Ils sont systématiquement associés à un pointage GPS qui permet de les géolocaliser précisément et ainsi d'interroger la base à partir de requêtes géographiques. L'OBV recense également les observations de partenaires (associations naturalistes, collectivités territoriales gestionnaires d'espaces naturels, bureaux d'études, etc.) acquises à travers leurs projets.

Afin de pouvoir confronter ces données floristiques avec celles issues du modèle SAFRAN-ISBA de Météo France, le découpage du territoire de Nouvelle-Aquitaine en mailles de 8 kilomètres de côté a été conservé. Chaque observation ponctuelle est ainsi associée à la maille dans laquelle figurait son

pointage GPS, l'objectif étant de produire un recensement qualitatif des taxons présents, et ce quel que soit le nombre de mentions de présence pour une même maille.

Parmi la somme des informations rassemblées, une petite partie provenait de relevés de type phytosociologique. La présence des taxons y est alors associée avec un coefficient d'abondance/dominance dit de Braun–Blanquet (BOUZILLE, 2007 ; ROYER, 2009 ; MEDDOUR, 2011). Les autres relevés, qui constituent une large majorité des enregistrements, correspondaient en revanche à des relevés de type floristique. Dans ce cas, seules les présences de chacune des espèces rencontrées sont mentionnées.

Le choix de ne retenir que les données qualitatives de présence des taxons s'est donc en grande partie appuyé sur la nette domination des relevés floristiques dans la base. D'autre part, l'expérience de terrain des botanistes du CBNSA, ainsi que les études menées au sein du programme RENECOFOR de l'ONF (ARCHAUX *et al.*, 2007 ; ARCHAUX *et al.*, 2009 ; NICOLAS *et al.*, 2013), montrent que la fiabilité des indices d'abondance/dominance pouvait assez largement être remise en question, particulièrement dans le cas des taxons de la strate arbustive (ARCHAUX *et al.*, 2009). Sur cette base, et dans le cadre d'une étude statistique à l'échelle régionale, seule l'information de présence des taxons a été gardée et les coefficients ont été mis de côté dans un premier temps.

La sélection et l'extraction des données floristiques ont ensuite été effectuées en tenant compte de la nature des données, des protocoles de collecte et de la précision géographique. En effet, de fortes disparités dans le rythme d'acquisition de la donnée, les méthodes employées et les secteurs échantillonnés peuvent générer des données fragmentaires et non harmonisées. Nous avons donc fait le choix de n'utiliser que celles produites et intégrées à l'OBV entre le 01/01/2000 et le moment de la requête, à savoir le 01/06/2018. Cet intervalle correspond à la période d'activité du CBNSA au cours de laquelle les méthodes d'acquisition et de centralisation des données ont été standardisées.

Toutefois, il demeure une certaine hétérogénéité dans les méthodes d'échantillonnage de la flore au cours de cette période. Ainsi, entre 2000 et 2013, l'amélioration des connaissances a été exclusivement le fruit de programmes ciblant certains milieux ou habitats, ou encore certains territoires. C'est à partir de l'année 2013 qu'a été mis en place un inventaire systématique non ciblé de l'ensemble de la flore de 6 départements du territoire d'agrément du CBNSA. Il est effectué par mailles de 5 kilomètres (OFSA, 2012) et vient en complément de missions plus ciblées qui sont toujours menées à bien.

Ces 2 grandes phases d'acquisition des données, de par les moyens mis en œuvre et la différence entre les objectifs poursuivis, se montrent assez complémentaires en termes de connaissance globale de la flore à l'échelle du territoire de Nouvelle-Aquitaine. En effet, si les méthodes appliquées au cours de la première période sont généralement associées à un effort d'échantillonnage par unité de surface plus important, et donc à un meilleur taux de détection des espèces rares, elles restent en revanche trop fragmentaires lorsque l'on considère une échelle plus vaste. L'inventaire systématique permet alors de combler ces lacunes en considérant l'ensemble des milieux naturels et semi-naturels. Les relevés couvrant la période 2000–2018 ont ainsi été rassemblés et considérés comme représentatifs de la végétation de l'ensemble de cette période.

Un seuillage bas a également été appliqué par rapport au nombre de mailles associées à la présence de chaque taxon (+ de 20 mailles de présence). Dans une analyse statistique visant à identifier des taxons présentant une affinité avec un type de climat particulier, la probabilité est élevée quand les plantes les plus rares sont celles qui ressortent le plus clairement du lot. Cependant, ce résultat

pourrait être davantage dû aux faibles effectifs de ces espèces qu'à leur éventuelle particularité climatique. A l'inverse, les taxons présents dans un nombre plus conséquent de mailles ont de plus fortes chances de se voir associés à un climat plus moyen car ils couvrent un espace géographique plus important et donc moins spécifique. Par ailleurs, l'objectif de ces travaux étant d'identifier des plantes qui pourraient à l'avenir faire l'objet de mesures de protection, il apparaît peu pertinent d'inclure des taxons qui, s'ils sont très rares dans la région, sont généralement déjà classés comme espèces protégées.

Enfin, compte-tenu de la nature exploratoire de cette étude, ce n'est pas l'ensemble des quelques 4000 espèces, et plus de 5000 taxons (sous-espèces, variétés, accommodats, etc.) présentes en Nouvelle-Aquitaine qui ont été étudiés mais uniquement une sélection de 51 taxons réalisée à dire d'expert (Tab. V). Ces espèces ont été choisies pour leur sensibilité supposée au changement climatique (en termes de régression ou de progression potentielles), leur caractère emblématique d'un milieu ou d'un habitat ciblé par le programme « les sentinelles du Climat », leur relative rareté en Nouvelle-Aquitaine, ou encore leur caractère endémique dans la région.

Tab. V. Liste des 51 espèces sélectionnées, regroupées par écosystème cible du programme.

cd_ref	Mnémoniques	Taxons	Ecosystèmes « Sentinelles »	Syntaxons préférentiels
106863	Luzu.syl	Luzula sylvatica	Hêtraies	Quercetalia roboris
161784	Tract.lil.hya	Tractema lilio-hyacinthus	Hêtraies	Scillo lilio-hyacinthi – Fagenion sylvaticae
103057	Hyac.n.scr	Hyacinthoides non-scripta	Hêtraies	Endymio non-scriptae – Fagenion sylvaticae
109297	Narc.pse	Narcissus pseudonarcissus	Hêtraies	
101202	Helle.vir	Helleborus viridis	Hêtraies	Scillo lilio-hyacinthi – Fagenion sylvaticae
99488	Gali.odo	Galium odoratum	Hêtraies	Fagetalia sylvaticae
108537	Mili.eff	Milium effusum	Hêtraies	Fagetalia sylvaticae
97947	Fagu.syl	Fagus sylvatica	Hêtraies	Fagetalia sylvaticae
89200	Carp.bet	Carpinus betulus	Hêtraies	Carpino betuli – Fagetalia sylvaticae
88470	Care.dig	Carex digitata	Hêtraies	Fagetalia sylvaticae
97544	Euph.hyb	Euphorbia hyberna	Hêtraies	Scillo lilio-hyacinthi – Fagenion sylvaticae
124308	Sorb.auc	Sorbus aucuparia	Hêtraies	Fagetalia sylvaticae
128345	Vacc.myr	Vaccinium myrtillus	Hêtraies	Quercetalia roboris
96691	Eric.sco	Erica scoparia	Landes/tourbières	Ulici europaei – Cytision striati
96665	Eric.cil	Erica ciliaris	Landes/tourbières	Ulici minoris – Ericenion ciliaris
99922	Gent.pneu	Gentiana pneumonanthe	Landes/tourbières	Juncion acutiflori
6760	Sphag.mag	Sphagnum magellanicum	Landes/tourbières	Oxycocco palustris – Ericion tetralicis
96844	Erio.ang	Eriophorum angustifolium	Landes/tourbières	Scheuchzerietalia palustris
95442	Dros.rot	Drosera rotundifolia	Landes/tourbières	Scheuchzerietalia palustris
112426	Parn.pal	Parnassia palustris	Landes/tourbières	Scheuchzerietalia palustris
109372	Nart.oss	Narthecium ossifragum	Landes/tourbières	Scheuchzerietalia palustris
88489	Care.ech	Carex echinata	Landes/tourbières	Caricion fuscae
611455	Rhap.con	Rhaponticum coniferum	Pelouses sèches calcicoles	Xerobromenion erecti
124842	Stae.dub	Staehelina dubia	Pelouses sèches calcicoles	Xerobromenion erecti
99015	Fuma.eri	Fumana ericifolia	Pelouses sèches calcicoles	Xerobromenion erecti
83722	Argy.zan	Argyrolobium zanonii	Pelouses sèches calcicoles	Xerobromenion erecti
141089	Side.hys	Sideritis hyssopifolia subsp. guillonii	Pelouses sèches calcicoles	Xerobromenion erecti
105312	Lava.lat	Lavandula latifolia	Pelouses sèches calcicoles	Xerobromenion erecti
83565	Aren.con	Arenaria controversa	Pelouses sèches calcicoles	Trachynion distachyae

cd_ref	Mnémoniques	Taxons	Ecosystèmes « Sentinelles »	Syntaxons préférentiels
123071	Sesl.cae	Sesleria caerulea	Pelouses sèches calcicoles	Seslerio caeruleae — Xerobromenion erecti
88582	Care.hum	Carex humilis	Pelouses sèches calcicoles	Seslerio caeruleae — Xerobromenion erecti
113748	Pist.ter	Pistachia terebinthus	Pelouses sèches calcicoles	Pistachio lentisci — Rhamnetalia alaterni
106419	Litt.uni	Littorella uniflora	Gazons amphibies des lagunes/Etangs	Elodo palustris — Sparganion
103842	Isoe.his	Isoetes histrix	Gazons amphibies des lagunes/Etangs	Isoetetalia - velatae
608144	Caro.ver.inu	Caropsis verticillato-inundata	Gazons amphibies des lagunes/Etangs	Elodo palustris — Sparganion
718211	Bald.rep.cav	Baldellia repens subsp. cavanellesii	Gazons amphibies des lagunes/Etangs	Elodo palustris — Sparganion
106807	Luro.nat	Luronium natans	Gazons amphibies des lagunes/Etangs	Elodo palustris — Sparganion
113547	Pilu.glo	Pilularia globulifera	Gazons amphibies des lagunes/Etangs	Elodo palustris — Sparganion
128315	Utric.min	Utricularia minor	Gazons amphibies des lagunes/Etangs	Utricularietalia intermedio-minoris
83874	Arni.mon	Arnica montana	Pelouses psychrophiles acidiphiles	Galio saxatilis — Festucion filiformis
109366	Nard.str	Nardus stricta	Pelouses psychrophiles acidiphiles	Galio saxatilis — Festucion filiformis
82796	Ante.dio	Antennaria dioica	Pelouses psychrophiles acidiphiles	Galio saxatilis — Festucion filiformis
80988	Ajug.pyr	Ajuga pyramidalis	Pelouses psychrophiles acidiphiles	Galio saxatilis — Festucion filiformis
99903	Gent.lut	Gentiana lutea	Pelouses psychrophiles acidiphiles	Galio saxatilis — Festucion filiformis
101942	Hier.eri	Hieracium eriophorum	Dunes littorales	Euphorbio portlandicae — Helichrysion stoechadis
94427	Daph.gni	Daphne gnidium	Dunes littorales	Pruno spinosae — Rubion ulmifoli
113142	Phill.ang	Phillyrea angustifolia	Dunes littorales	Pruno spinosae — Rubion ulmifoli
141198	Sile.uni.thor	Silene uniflora subsp. thorei	Dunes littorales	Ammophilion arenariae
116704	Quer.ile	Quercus ilex	Dunes littorales	Quercetalia ilicis
116774	Quer.sub	Quercus suber	Dunes littorales	Quercetalia ilicis
84802	Astr.bai	Astragalus baionensis	Dunes littorales	Ammophilion arenariae

La Fig. 34 illustre la répartition géographique des 68 805 relevés mentionnant la présence de l'une au moins de ces 51 espèces. Certaines mailles, principalement dans l'ex-région Poitou-Charentes, semblent dépourvues de ces espèces. Cependant, il faut plutôt y voir un effet du moindre effort de prospection ; le programme d'inventaires systématiques n'ayant pas débuté dans 3 départements. Le CBN Massif Central a réalisé l'inventaire systématique en Limousin au milieu des années 2000.

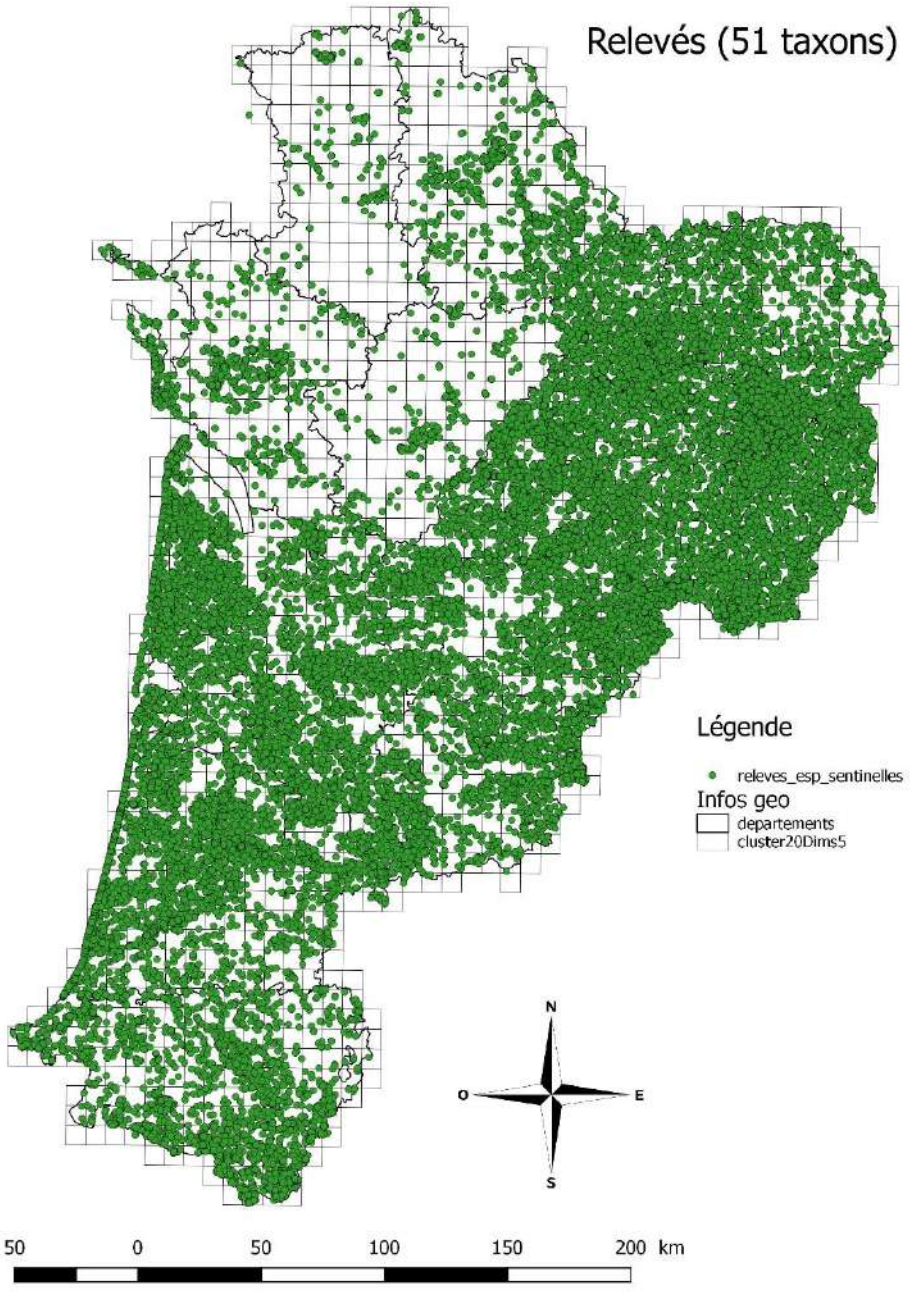


Fig. 34. Carte de localisation des relevés floristiques et/ou phytosociologiques de Nouvelle-Aquitaine attestant de la présence d'au moins une des 51 espèces sélectionnées.

On aboutit ainsi à un jeu de données « Flore » qui associe chacune des 1469 mailles (8x8km) de Nouvelle-Aquitaine à des mentions qualitatives de présence / pseudo-absence pour les 51 taxons étudiés (Fig. 35).

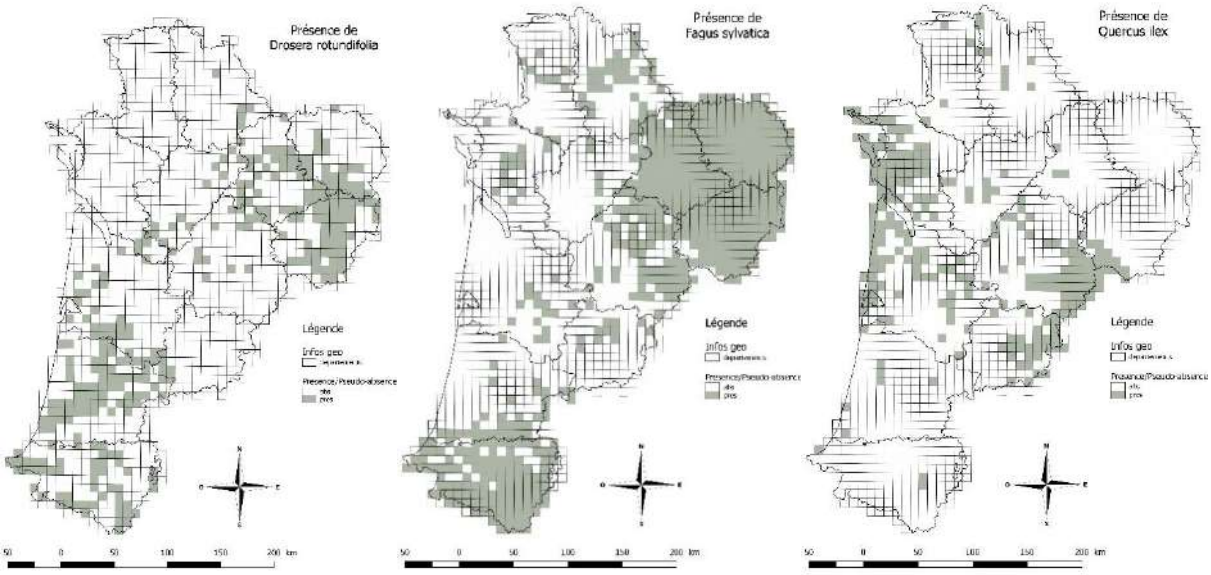


Fig. 35. Exemples de présence et pseudo-absences de trois espèces en Nouvelle-Aquitaine

Il s'agit bien ici de pseudo-absences et pas d'absences strictes. En effet, celles-ci peuvent en général difficilement être prouvées. Même dans le cas de plantes rares dans certaines localités, nous ne pouvons jamais tout à fait exclure leur présence discrète qui aurait pu échapper aux botanistes. Le problème est d'autant plus fréquent lorsque l'on herborise en limite d'aire de répartition d'un taxon. La probabilité de « passer à côté » est alors d'autant plus importante que sa fréquence décroit dans le paysage en s'éloignant du cœur de la population. Cependant, par commodité de langage, nous continuerons à utiliser plutôt le terme d'absence que celui de pseudo-absence dans le reste du document.

2.3.2 Traitement statistique des données par analyse multivariée

Les analyses multivariées se prêtent bien au traitement de jeux de données présentant de nombreuses variables. Elles permettent non seulement de faire ressortir les variables ou individus qui contribuent le plus à la variance globale, mais aussi de relier des variables ou individus entre eux selon qu'ils sont considérés comme proches, opposés ou sans lien.

Elles permettent aussi et surtout de réduire le nombre de dimensions nécessaires à la compréhension des relations entre les individus, sans pour autant altérer la richesse de l'information de départ. Pour la réalisation de cette première analyse multivariée sur la base des 10 variables climatiques sélectionnées plus haut (Tab. IV), c'est l'échelle saisonnière qui est retenue. Ce niveau de découpage temporel semble présenter un bon compromis entre la précision apportée par les moyennes mensuelles et l'aspect trop synthétique des moyennes annuelles. Il permet également de conserver l'information sur la saisonnalité du climat qui peut être assez marquée dans la région. Ceci porte donc le nombre de variables climatiques entrant en jeu dans le calcul à 40 (10 variables sur 4 saisons), ce qui s'avère trop complexe pour une analyse descriptive simple de l'interaction de ces variables avec les données floristiques (51 espèces).

Pour toutes ces raisons, un premier protocole de traitement statistique des données par le biais d'une analyse multivariée a été mis en place, sur la base de notre jeu de données restreint, de manière à pouvoir étendre cette approche à un jeu de données plus large à l'avenir.

- **Choix d'une méthode d'analyse statistique multivariée**

Il existe de nombreuses variantes de ces méthodes avec chacune leurs spécificités. Certaines méthodes permettent de traiter en simultané des données de type quantitatif et qualitatif. C'est notamment le cas de l'AFDM (Analyse Factorielle de Données Mixtes) et de l'AFM (Analyse Factorielle Multiple). Cette dernière autorise en outre la création de groupes de variables qui seront eux-mêmes projetés sur les différentes dimensions de l'analyse.

Compte-tenu de la nature à la fois qualitative (présence/absence de chacune des espèces dans les mailles) et quantitative (valeurs des variables climatiques) des données recueillies pour cette étude, et de l'intérêt d'associer des variables entre elles, c'est vers l'AFM que s'est logiquement porté notre choix.

Les valeurs des différentes variables quantitatives ont par ailleurs été centrées et réduites afin de donner la même importance à toutes les variables climatiques et de ne pas accorder plus de valeur à celles présentant une amplitude de variation plus importante du seul fait de leurs unités différentes.

L'analyse a été conduite sous *R* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018) avec le package *FactoMineR* (LE *et al.*, 2008 ; HUSSON *et al.*, 2018).

- **Choix des variables**

Dans notre étude, les variables climatiques saisonnières (quantitatives) ont été définies comme actives et les variables floristiques (qualitatives) ont été considérées comme illustratives (Tab. VI).

Cette première étude ne portant pour l'instant que sur une cinquantaine de taxons et non pas sur tout l'éventail de la biodiversité floristique régionale, il apparaît logique de baser le calcul sur la partie « stable » du jeu de données, c'est-à-dire sur les variables climatiques. L'un des objectifs futurs étant de passer d'une sélection réduite de plantes étudiées à un panel beaucoup plus large voire exhaustif

des espèces, il était intéressant dans un premier temps de fixer l'association maille/climat plutôt que de fixer une association maille/groupe de plantes. Celle-ci aurait de toute façon été amenée à être modifiée suite à l'insertion de nouvelles espèces dans le jeu de données actives.

Ainsi, les données climatiques sélectionnées ont été intégrées à l'analyse en tant que variables actives. Ceci permet donc d'associer chaque maille à un type de climat, tel que défini par ces dix variables, pour en tirer ensuite des conclusions vis-à-vis des plantes présentes dans cette maille. L'ajout ultérieur de nouveaux taxons ne viendra pas modifier cette association mais enrichira les conclusions sur le plan floristique.

Tab. VI. Choix des groupes de variables actives et illustratives pour l'AFM

	Groupes de variables	Variables
variables illustratives	Hêtraies	Luzu.syl
		Tract.lil.hya
		Hyac.n.scr
		Narc.pse
		Helle.vir
		Gali.odo
		Mill.eff
		Fagu.syl
		Carp.bet
		Care.dig
		Euph.hyb
		Sorb.auc
		Vacc.myr
	Landes / Tourbières	Eric.sco
		Eric.cil
		Gent.pneu
		Sphag.mag
		Erio.ang
		Dros.rot
		Pam.pal
		Nart.oss
		Care.ech
	Pelouses sèches calcicoles	Rhap.con
		Stae.dub
		Fuma.eri
		Argy.zan
		Side.hys
		Lava.lat
		Aren.con
		Sesl.cae
		Care.hum
		Pist.ter
	Gazons amphibies des lagunes / Etangs	Lift.uni
		Isoe.his
		Caro.ver.inu
		Bald.rep.cav
		Luro.nat
		Pilu.glo
		Utric.min
	Pelouses psychrophiles acidiphiles	Arni.mon
		Nard.str
		Ante.dio
		Ajug.pyr
		Gent.lut
	Dunes littorales	Hier.eri
		Daph.gni
		Phill.ang
		Sile.uni.thor
		Quer.ile
		Quer.sub
		Astr.bai

	Groupes de variables	Variables
variables actives	Preliq	Preliq_prin
		Preliq_ete
		Preliq_aut
		Preliq_hiv
	Tmoy	Tmoy_prin
		Tmoy_ete
		Tmoy_aut
		Tmoy_hiv
	Tinf	Tinf_prin
		Tinf_ete
		Tinf_aut
		Tinf_hiv
	Tsup	Tsup_prin
		Tsup_ete
		Tsup_aut
		Tsup_hiv
	Ray	DLI_prin
		DLI_ete
		DLI_aut
		DLI_hiv
	Evap	Evap_prin
		Evap_ete
		Evap_aut
		Evap_hiv
	ETP	ETP_prin
		ETP_ete
		ETP_aut
		ETP_hiv
	Hu_air	Hu_air_prin
		Hu_air_ete
		Hu_air_aut
		Hu_air_hiv
	SWI	SWI_prin
		SWI_ete
		SWI_aut
		SWI_hiv
	Racine	Racine_prin
		Racine_ete
		Racine_aut
		Racine_hiv

2.3.3 Résultats des traitements par analyses multivariées

- Dimensions

Chaque dimension résume une partie de la variance totale du jeu de données. A partir du jeu de données rassemblées ici, il faudrait examiner les douze premières dimensions pour arriver à décrire près de 100 % de la variance totale.

Les deux premières dimensions totalisent un peu plus de 60% du total, ce qui est relativement correct mais pas suffisant pour résumer toute la variabilité du jeu de données. Il faut prendre en compte les sept premières dimensions pour dépasser les 95% (Fig. 36 et Tab. VII).

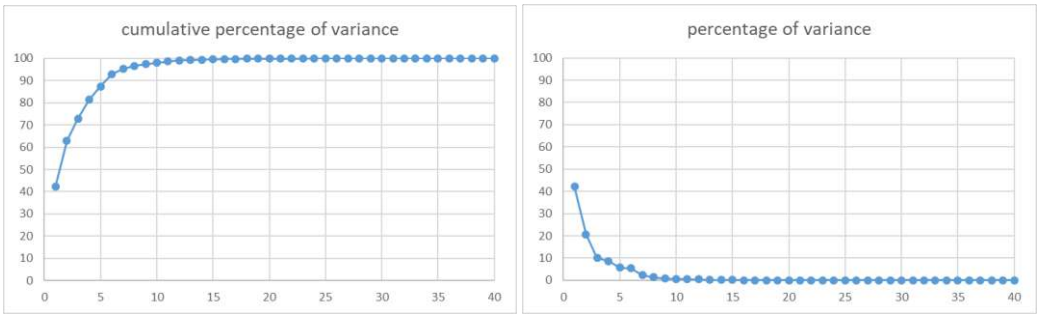


Fig. 36. Evolution de la variance expliquée en fonction du nombre de dimensions considérées.

L'AFM rempli bien son rôle de simplification. Nous passons en effet de 40 variables actives à 7 dimensions expliquant la quasi-totalité de la variance du jeu de données, les 2 premières en résumant à elles seules près des deux tiers.

Tab. VII. Pourcentages de variance pour les 7 premières dimensions de l'AFM

	Dim 1	Dim 2	Dim 3	Dim 4	Dim 5	Dim 6	Dim 7
Variance	5,3951	2,6465	1,28	1,1045	0,7437	0,7022	0,2999
% of variance	42,2008	20,7007	10,0125	8,6395	5,8175	5,4926	2,3462
cumulative % of var.	42,2008	62,9015	72,9141	81,5536	87,3711	92,8637	95,2098

- Variables actives

Pour la 1ère dimension, la partie gauche du graphique (Fig. 37) regroupe des mailles issues des régions relativement froides toute l'année, peu ensoleillées et où il pleut suffisamment en période estivale pour que l'évaporation puisse continuer à être assez importante. Selon les cartes climatiques (Annexe 1), cela semble bien correspondre avec le Limousin et les Pyrénées béarnaises.

De l'autre côté du graphique, se retrouvent les zones qui, à l'inverse, connaissent des étés plus secs et où la température est en moyenne plus clémente toute l'année. La plupart des départements

littoraux, hormis les Pyrénées-Atlantiques, ainsi que le Gers, le Lot-et-Garonne et pratiquement toute l'ex-région Poitou-Charentes peuvent être rangés dans cette catégorie.

Considérant la 2ème dimension, les mailles projetées sur la partie haute du graphique (Fig. 37) sont caractérisées par un climat pluvieux en automne-hiver qui favorise l'évaporation à ces périodes et la recharge en eau des sols pour l'ensemble de l'année. L'humidité de l'air en période estivale y est aussi plus forte que dans les autres régions. Géographiquement, cette description semble particulièrement bien convenir au Pays Basque, et dans une certaine mesure au centre du Limousin.

Concernant les dimensions suivantes, nous nous contenterons ici de noter que la 3ème est positivement liée avec l'humidité de l'air et négativement avec l'évapotranspiration, quelle que soit la saison dans les deux cas.

La 4ème dimension est quasi-exclusivement liée à l'eau contenue dans la couche racinaire, c'est-à-dire dans la partie la plus superficielle du sol, et ce sans distinction entre les saisons.

Les dimensions 5, 6 et 7 ne sont en général associées qu'à une seule variable climatique saisonnière de façon significative. Elles permettent de prendre en compte des relations probablement plus complexes entre les variables liées au cycle de l'eau (précipitations, stockage dans les sols, évapo(transpi)ration).

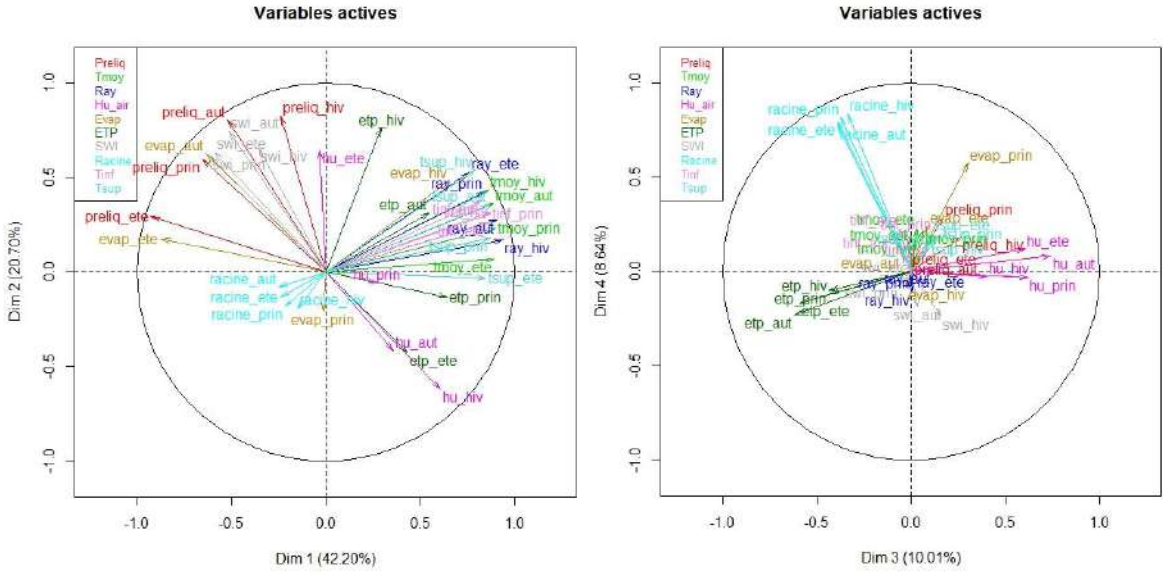


Fig. 37. Cercles de corrélation de l'AFM avec les variables projetées sur les dimensions 1-2 (gauche) et 3-4 (droite).

En conclusion, parmi les variables climatiques sélectionnées pour cette étude, toutes n'ont pas une influence aussi déterminante sur le classement des aires géographiques par type de climat.

Il est donc désormais possible d'utiliser ces propriétés pour limiter de façon concrète ces aires climatiques, leur associer des gammes de valeurs pour les variables climatiques et, ainsi permettre leur comparaison de manière quantitative.

- Classification Ascendante Hiérarchique des mailles

Nous avons opéré une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sur les résultats des 7 premières dimensions de l'AFM pour les individus, de façon à rassembler des groupes de mailles présentant des affinités climatiques de plus en plus grandes au fur et à mesure que l'on descend dans l'échelle de la classification (Fig. 38 et Fig. 39).

La représentation cartographique de ces groupes de mailles (Fig. 40) permet ensuite de visualiser l'emprise géographique de chacune des zones climatiques ainsi délimitées.

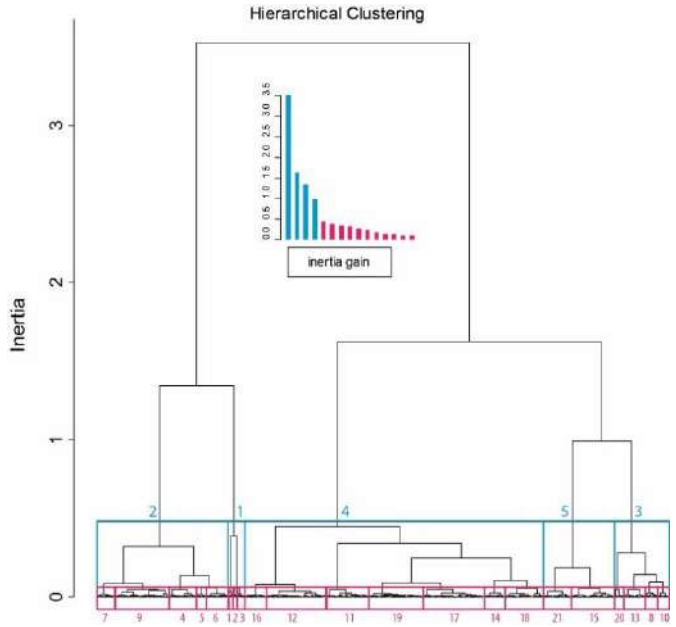


Fig. 38. Dendrogramme des mailles obtenu à partir de la Classification Hiérarchique Ascendante des résultats de l'AFM pour les 7 premières dimensions.

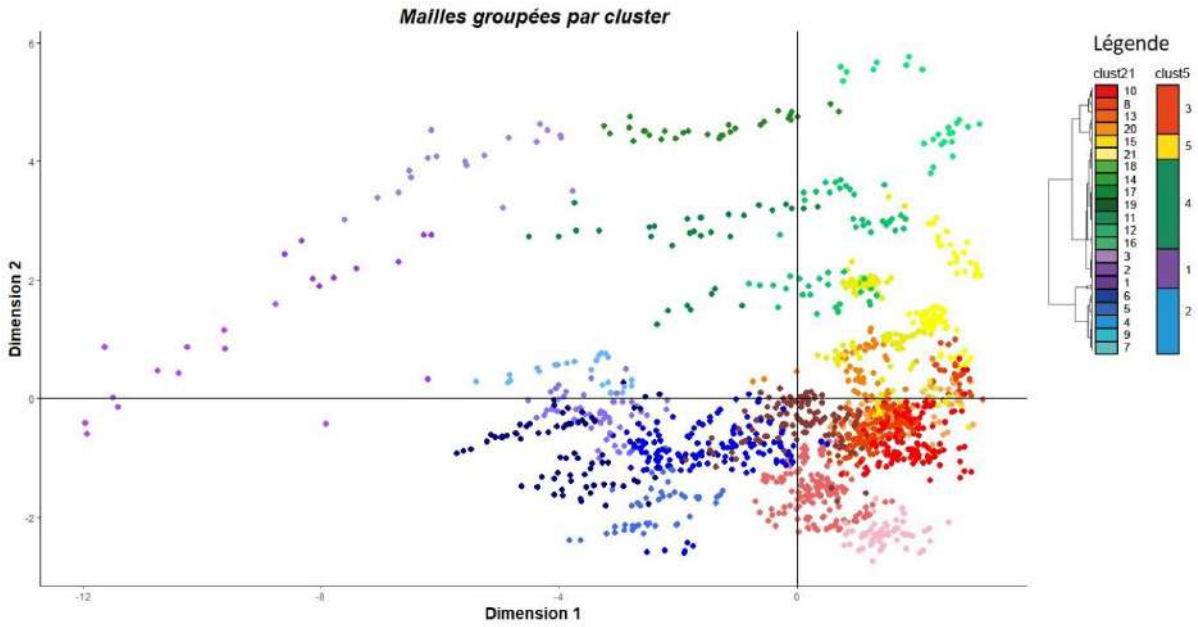


Fig. 39. Regroupement des mailles en 21 clusters.

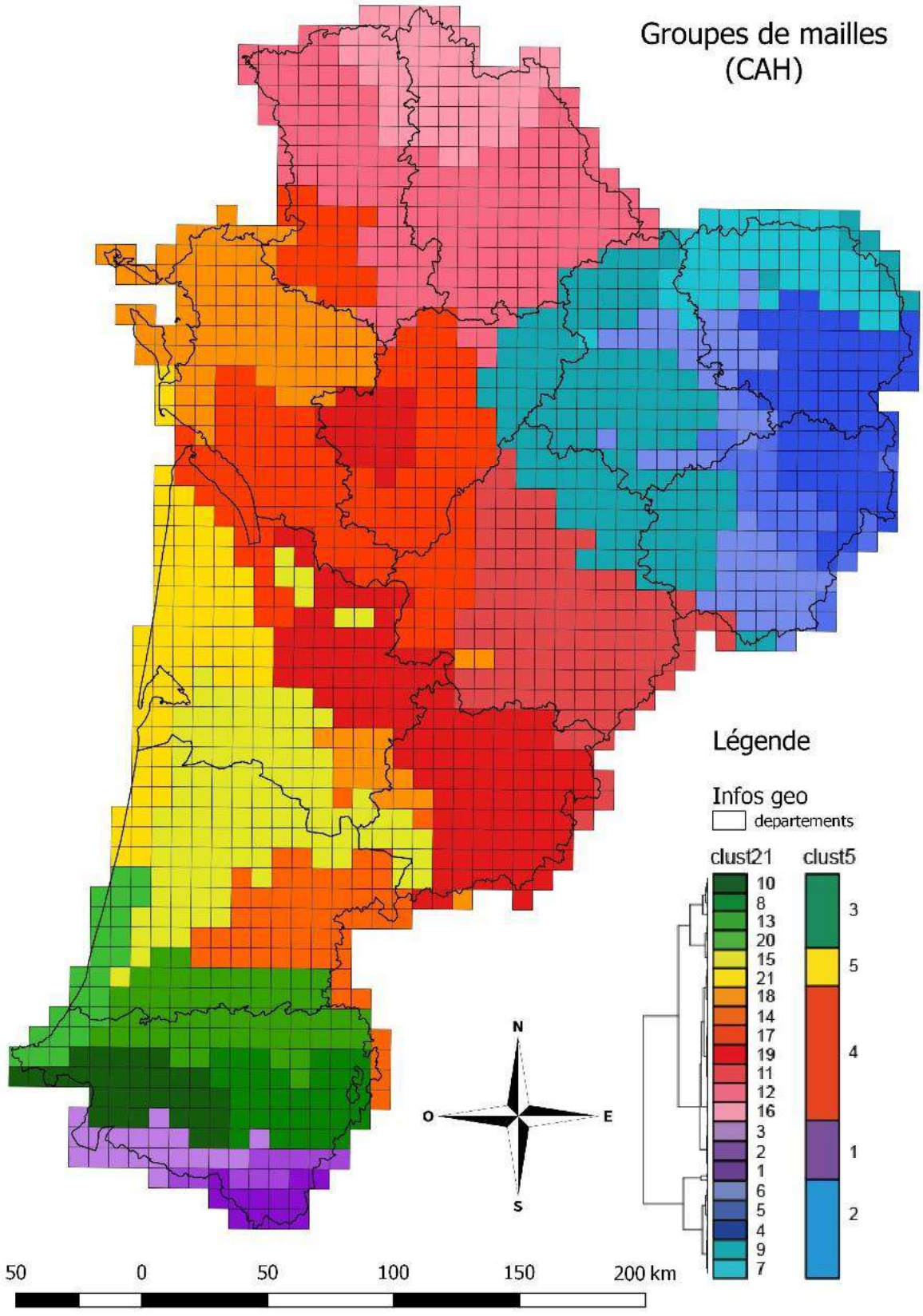


Fig. 40. Carte des mailles regroupées par clusters selon deux niveaux de découpage (5 et 21 clusters).

Au niveau de découpage en 5 groupes (clusters), les principaux traits climatiques structurants de la région Nouvelle-Aquitaine apparaissent (Tab. VIII) : le Limousin (cluster 2, en bleu), la chaîne des Pyrénées (cluster 1, en violet), la partie nord des Pyrénées-Atlantiques et la bordure méridionale des Landes (cluster 3, en vert), le plateau landais et le Médoc (cluster 5, en jaune), la grande partie centrale (cluster 4, orange-rouge) qui s'étend en diagonale, du nord-ouest avec le Poitou-Charentes au sud-est avec le Lot-et-Garonne, la Dordogne et la partie orientale des Landes.

Le niveau de découpage plus fin (21 clusters) permet ensuite de percevoir des nuances à l'intérieur de ces grands ensembles climatiques.

Dans l'optique de déterminer des liens entre des espèces et des conditions climatiques particulières, l'un des résultats les plus notables de cette classification est la mise en évidence de relations d'association plus ou moins fortes entre les zones climatiques (groupes de mailles) et la présence ou l'absence de certaines plantes (Tab. IX).

Le premier indice, Classe/Modalité, permet de se faire une idée de la spécificité (*Spé*) d'une espèce vis-à-vis d'une zone climatique, tandis que le second, Modalité/Classe, renseigne sur la fréquence (*Freq*) de cette même espèce dans le groupe de mailles en question.

Ainsi, certains taxons peuvent s'avérer tout à fait spécifiques d'une zone sans pour autant que leur présence y soit commune. C'est notamment le cas d'*Antennaria dioica* pour les Pyrénées (cluster 1), de *Sphagnum magellanicum* pour le Limousin (cluster 2) ou encore de *Hieracium eriophorum* pour le Pays Basque et le Béarn (cluster 3). Pour ces taxons, toute modification des paramètres climatiques de la zone géographique dont ils semblent fortement dépendants aura très probablement une influence sur leur répartition, ou du moins sur la dynamique de leurs populations.

Tab. VIII. V-test des variables climatiques significativement supérieures ou inférieures à la moyenne régionale

Cluster 1

var clim	v-test
preliq_aut	20,5442
preliq_ete	20,3234
swi_prin	19,1009
evap_aut	18,788
swi_aut	17,8091
swi_ete	15,9839
evap_ete	14,0254
preliq_prin	13,0044
etp_hiv	11,512
swi_hiv	10,543
racine_aut	7,3871
etp_aut	6,5071
preliq_hiv	6,0956
racine_ete	6,0138
racine_prin	5,1462
racine_hiv	2,8089
etp_ete	-1,8386
hu_ete	-2,9982
evap_hiv	-8,421
ray_ete	-9,3352
hu_prin	-9,9535
ray_prin	-10,0723
etp_prin	-11,151
tinf_aut	-12,3979
ray_aut	-13,3591
tinf_hiv	-14,5945
tsup_hiv	-14,6524
tmoy_hiv	-14,9583
ray_hiv	-15,0424
evap_prin	-15,5165
tmoy_aut	-16,6321
tinf_ete	-17,3421
tinf_prin	-17,7059
tsup_aut	-19,4356
tmoy_prin	-21,4758
tmoy_ete	-22,3965
tsup_prin	-23,4159
tsup_ete	-24,0038
hu_hiv	-25,9662
hu_aut	-27,2766

Cluster 2

var clim	v,test
evap_ete	24,8327
preliq_ete	20,4882
evap_prin	17,7958
preliq_prin	13,9682
evap_aut	13,4805
hu_aut	9,3432
swi_prin	6,0859
swi_ete	4,0713
swi_hiv	3,503
preliq_aut	3,1567
preliq_hiv	2,7493
hu_ete	2,159
hu_prin	-8,2495
etp_ete	-10,1312
etp_prin	-12,5757
tsup_ete	-16,6548
evap_hiv	-17,2234
tsup_prin	-18,1743
tmoy_ete	-19,1025
tmoy_prin	-20,3616
tinf_ete	-20,658
etp_hiv	-20,9739
tinf_prin	-21,0704
tsup_aut	-21,8519
tsup_hiv	-23,1329
tinf_aut	-23,2482
tinf_hiv	-23,5191
tmoy_aut	-23,8394
tmoy_hiv	-24,2986
etp_aut	-24,8009
ray_ete	-25,7804
ray_hiv	-26,0962
ray_aut	-26,5985
ray_prin	-27,6179

Cluster 3

var clim	v,test
hu_ete	25,2358
preliq_hiv	22,7671
preliq_aut	21,0892
preliq_prin	19,0186
tsup_hiv	17,7065
etp_hiv	17,6232
swi_aut	16,8231
evap_aut	16,5176
swi_ete	15,3104
ray_ete	14,5902
tmoy_hiv	14,4763
tinf_aut	12,4447
tmoy_aut	12,3748
swi_prin	12,3366
tsup_aut	12,1786
ray_prin	10,7865
tinf_hiv	10,7727
tinf_prin	10,3117
evap_hiv	9,8772
tinf_ete	9,7168
swi_hiv	9,6456
racine_aut	8,9199
preliq_ete	8,7969
tmoy_prin	8,3807
evap_ete	7,6532
racine_ete	7,5154
tsup_prin	6,8263
racine_prin	6,5786
racine_hiv	6,517
hu_prin	6,2984
ray_aut	5,8732
tmoy_ete	4,1193
ray_hiv	2,4348
hu_aut	-6,6288
etp_prin	-10,791
hu_hiv	-17,4662
etp_ete	-19,1562

Cluster 4

var clim	v,test
etp_ete	21,6158
etp_prin	17,5551
hu_hiv	17,5019
racine_hiv	16,095
ray_hiv	16,0401
tsup_ete	15,8786
tmoy_ete	15,767
racine_prin	14,6456
ray_aut	13,8264
racine_ete	13,6437
etp_aut	13,1728
racine_aut	13,1658
tmoy_prin	12,5899
tinf_hiv	12,1802
tinf_ete	12,0051
tsup_prin	11,8837
tmoy_aut	11,8825
tinf_prin	11,3609
tinf_aut	10,8568
ray_prin	10,3741
tmoy_hiv	9,4627
tsup_aut	9,126
ray_ete	6,5487
tsup_hiv	5,152
evap_hiv	4,4568
hu_aut	3,3402
etp_hiv	-2,7013
hu_ete	-19,5577
preliq_hiv	-21,1906
swi_ete	-21,6667
swi_prin	-22,0644
swi_hiv	-22,4657
swi_aut	-22,4782
evap_ete	-22,8003
preliq_aut	-23,1194
preliq_ete	-23,672
preliq_prin	-24,1295
evap_aut	-25,2495

Cluster 5

var clim	v,test
ray_prin	14,9351
ray_ete	14,6282
ray_aut	14,4463
swi_hiv	14,4136
ray_hiv	14,3626
tsup_hiv	13,2356
tsup_aut	12,7046
evap_hiv	12,141
tsup_prin	11,2583
tmoy_hiv	11,2302
tmoy_aut	10,4486
tmoy_prin	10,3673
etp_hiv	9,3277
tinf_prin	9,3255
tinf_hiv	9,2477
etp_aut	8,3863
tsup_ete	8,3666
tinf_ete	8,2718
tinf_aut	8,2443
tmoy_ete	8,0128
swi_aut	7,7285
hu_ete	5,8301
preliq_hiv	5,2124
swi_prin	5,0886
etp_prin	4,9257
hu_hiv	3,6862
swi_ete	3,4136
hu_aut	2,3081
hu_prin	2,2295
evap_aut	-3,3101
preliq_prin	-4,7668
preliq_ete	-8,3098
evap_ete	-11,0102
evap_prin	-13,4535
racine_aut	-30,0216
racine_ete	-30,2801
racine_hiv	-31,0786
racine_prin	-31,1426

A l'inverse, les plantes qui ont la caractéristique d'être à la fois non spécifiques d'une zone climatique et pourtant particulièrement communes dans cette zone n'apparaissent a priori pas comme celles qui sont associées aux plus forts enjeux. Dans cette catégorie, nous pouvons citer *Luzula sylvatica* pour les Pyrénées, *Carpinus betulus* pour le Limousin ou *Erica scoparia* pour le plateau landais (cluster 5).

Les valeurs de ces indices dépendent du niveau de découpage utilisé. Les résultats affichés ici sont donc relatifs à cette échelle de segmentation de la Nouvelle-Aquitaine et mériteraient d'être affinés à l'avenir en se basant sur un niveau de découpage plus précis pour mettre en valeur d'éventuelles spécificités locales et définir des zones à enjeux par espèces.

Nous pouvons néanmoins poursuivre la démarche à cette échelle en combinant ces deux indices pour en créer un nouveau qui permette de répondre plus précisément à la problématique initiale, à savoir déterminer la sensibilité des taxons au changement climatique en cours.

Tab. IX. Taxons caractéristiques de chaque groupe de maille, par leur absence ou par leur présence ^

(Cla/Mod : pourcentage des présences du taxon pour toute la N.Aquitaine qui sont dans ce cluster ; Mod/Cla : pourcentage de mailles du cluster où le taxon est présent ; V-test : présences significativement supérieures ou inférieures à la moyenne régionale)

Cluster 1

espece	Cla/Mod	Mod/Cla	v.test
Vacc.myr	19,1257	85,3659	10,8305
Parn.pal	18,6335	73,1707	9,5426
Helle.vir	15,9763	65,8537	8,3713
Tract.lil.hya	13,7931	68,2927	8,0934
Ante.dio	62,5	24,3902	7,1904
Luzu.syl	8,6111	75,6098	6,9293
Nard.str	9,5238	68,2927	6,7567
Fagu.syl	6,2081	90,2439	6,6694
Sorb.auc	8,9701	65,8537	6,3421
Gali.odo	13,5714	46,3415	6,2058
Gent.lut	20,6349	31,7073	5,9057
Ajug.pyr	36,8421	17,0732	5,1128
Care.ech	6,6176	65,8537	5,1012
Mili.eff	8,6294	41,4634	4,4898
Dros.rot	6	43,9024	4,4265
Euph.hyb	7,5949	29,2683	3,3003
Gent.pneu	6,1033	31,7073	2,8289
Erio.ang	5,4167	31,7073	2,4621
Care.dig	7,4627	12,1951	2,0076
Quer.sub	0	0	-1,9976
Stae.dub	0	0	-2,281
Bald.rep.cav	0	0	-2,4543
Litt.uni	0	0	-2,4768
Quer.ile	0	0	-3,5064
Eric.cil	0,5102	4,878	-3,5667
Hyac.n.scr	0,4301	4,878	-4,1755
Eric.sco	0,3257	4,878	-5,3656
Carp.bet	0,2356	4,878	-7,2655

Cluster 2

espece	Cla/Mod	Mod/Cla	v.test
Nard.str	76,8707	66,8639	22,9177
Sorb.auc	74,7508	66,568	22,3633
Fagu.syl	50,6711	89,3491	21,3683
Care.ech	56,6176	68,3432	18,2029
Luzu.syl	56,3889	60,0592	16,4053
Erio.ang	65,8333	46,7456	15,8681
Vacc.myr	69,9454	37,8698	14,6865
Arni.mon	100	20,4142	14,4445
Euph.hyb	65,8228	30,7692	12,2876
Parn.pal	62,7329	29,8817	11,7635
Carp.bet	32,391	81,3609	10,3587
Hyac.n.scr	40	55,0296	10,2378
Gent.lut	77,7778	14,497	9,8993
Mili.eff	51,269	29,8817	9,3853
Dros.rot	42	37,2781	8,8309
Gali.odo	52,8571	21,8935	8,1033
Litt.uni	51,0345	21,8935	7,7845
Nart.oss	42,5	25,1479	6,6333
Luro.nat	51,9608	15,6805	6,5968
Narc.pse	33,7979	28,6982	6,4678
Sphag.mag	63,1579	3,5503	4,6969
Ajug.pyr	57,8947	3,2544	4,2365
Side.hys	5	0,2959	2,0374
Argy.zan	13,0435	2,6627	2,0836
Hier.eri	0	0	2,1337
Daph.gni	0	0	2,4355
Astr.bai	0	0	2,7106
Isoe.his	0	0	2,7106
Bald.rep.cav	13,2867	5,6213	3,0338
Aren.con	5,5556	0,8876	-3,438
Rhap.con	4,1667	0,5917	3,5433
Sesl.cae	5,2632	0,8876	3,6141
Sile.uni.thor	0	0	3,7071
Lava.lat	0	0	3,7745
Fuma.eri	5,9524	1,4793	4,2555
Care.hum	4,2857	0,8876	4,3232
Stae.dub	7,8125	2,9586	4,6761
Helle.vir	5,3254	2,6627	6,5312
Caro.ver.inu	0	0	6,8332
Quer.sub	0	0	7,2668
Quer.ile	6,0484	4,4379	7,7286
Eric.cil	8,9286	10,355	8,2645
Eric.sco	10,5863	19,2308	9,9179

Cluster 3

espece	Cla/Mod	Mod/Cla	v.test
Tract.lil.hya	44,8276	64,539	15,0731
Helle.vir	37,2781	44,6809	10,7188
Eric.cil	21,4286	59,5745	9,4689
Gent.pneu	25,8216	39,0071	7,5236
Fagu.syl	15,7718	66,6667	6,5544
Nart.oss	23	32,6241	4,1497
Hier.eri	61,5385	5,6738	3,5508
Astr.bai	42,1053	5,6738	3,7174
Quer.sub	20,9524	15,6028	3,6451
Luzu.syl	14,7222	37,5887	3,6359
Sile.uni.thor	31,25	7,0922	3,4376
Phill.ang	50	2,8369	2,8387
Dros.rot	14	29,7872	2,782
Pilu.glo	3,6145	2,1277	-2,0303
Lava.lat	0	0	-2,115
Luro.nat	3,9216	2,8369	-2,1505
Litt.uni	4,8276	4,9645	-2,1622
Sesl.cae	1,7544	0,7092	-2,2656
Narc.pse	5,9233	12,0567	-2,4427
Gent.lut	1,5873	0,7092	-2,4698
Rhap.con	0	0	-2,6852
Aren.con	0	0	-2,8888
Arni.mon	0	0	-3,3548
Argy.zan	0	0	-3,3548
Mili.eff	3,5533	4,9645	-3,3782
Sorb.auc	3,6545	7,8014	-4,2648
Nard.str	3,0612	6,383	-4,6927
Stae.dub	0	0	-4,8376
Quer.ile	2,0161	3,5461	-5,0729
Carp.bet	6,1249	36,8794	-5,2365
Hyac.n.scr	2,7957	9,2199	-6,5768
Eric.sco	3,4202	14,8936	-7,1856

Cluster 4

espece	Cla/Mod	Mod/Cla	v.test
Stae.dub	92,1875	15,3846	10,1136
Quer.ile	75	24,2503	8,0298
Fuma.eri	88,0952	9,648	7,1602
Aren.con	94,4444	6,6493	6,8799
Sesl.cae	92,9825	6,91	6,7746
Rhap.con	95,8333	5,9974	6,7385
Lava.lat	100	4,3025	6,2761
Argy.zan	86,9565	7,8227	6,2132
Care.hum	81,4286	7,4316	6,1701
Side.hys	95	2,4772	4,0975
Pist.ter	94,1176	2,086	3,6507
Eric.sco	56,6775	45,3716	2,9016
Carp.bet	55,1237	61,0169	2,6106
Care.dig	65,6716	5,7366	2,2574
Astr.bai	15,7895	0,3911	2,2165
Helle.vir	40,2367	8,8657	2,3056
Hier.eri	0	0	2,9978
Ajug.pyr	5,2632	0,1304	3,4071
Ante.dio	0	0	3,5012
Sphag.mag	0	0	3,9587
Mili.eff	35,0254	8,9961	5,1967
Sile.uni.thor	6,25	0,2608	5,5594
Quer.sub	25,7143	3,5202	5,6978
Utric.min	14,5455	1,043	5,8763
Gali.odo	25,7143	4,6936	6,6724
Bald.rep.cav	25,1748	4,6936	6,8948
Caro.ver.inu	12,766	1,5645	8,2383
Litt.uni	18,6207	3,5202	8,7437
Luro.nat	9,8039	1,3038	9,3601
Eric.cil	31,8878	16,2973	9,4582
Gent.lut	0	0	9,5443
Euph.hyb	17,0886	3,5202	9,6277
Arni.mon	0	0	10,0243
Gent.pneu	17,8404	4,9544	11,1553
Nart.oss	14,5	3,781	11,904
Tract.lil.hya	14,7783	3,9113	11,9086
Parn.pal	4,3478	0,9126	13,9642
Luzu.syl	20	9,3872	14,3889
Dros.rot	14,6667	5,7366	15,1003
Erio.ang	7,0833	2,2164	16,2927
Fagu.syl	26,3423	20,4694	16,6447
Vacc.myr	0	0	17,1066
Sorb.auc	8,9701	3,5202	17,7583
Care.ech	12,7451	6,7797	19,5191
Nard.str	4,7619	1,8253	19,6025

Cluster 5

espece	Cla/Mod	Mod/Cla	v.test
Eric.sco	28,9902	97,8022	17,5264
Caro.ver.inu	81,9149	42,3077	16,3606
Eric.cil	37,2449	80,2198	16,3117
Bald.rep.cav	53,8462	42,3077	12,9708
Quer.sub	53,3333	30,7692	10,7009
Utric.min	49,0909	14,8352	8,7974
Sile.uni.thor	62,5	10,989	8,7256
Dros.rot	23,3333	38,4615	8,0195
Luro.nat	34,3137	19,2308	8,0016
Gent.pneu	25,3521	29,6703	7,6751
Litt.uni	25,5172	20,3297	6,5777
Isoe.his	52,6316	5,4945	6,2126
Astr.bai	42,1053	4,3956	5,2276
Pilu.glo	24,0964	10,989	5,0295
Hier.eri	38,4615	2,7473	4,3627
Quer.ile	16,9355	23,0769	4,3031
Lava.lat	0	0	2,5099
Care.dig	2,9851	1,0989	-2,65
Rhap.con	0	0	3,1624
Care.hum	1,4286	0,5495	3,3099
Aren.con	0	0	3,3949
Sesl.cae	0	0	3,5065
Gent.lut	0	0	3,7214
Arni.mon	0	0	3,9268
Argy.zan	0	0	3,9268
Parn.pal	3,7267	3,2967	3,9332
Nard.str	5,7823	9,3407	4,1043
Fuma.eri	0	0	4,4058
Hyac.n.scr	6,2366	15,9341	5,1087
Stae.dub	0	0	5,6185
Helle.vir	1,1834	1,0989	5,6209
Sorb.auc	3,6545	6,044	5,7199
Euph.hyb	0,6329	0,5495	5,8082
Mili.eff	1,5228	1,6484	5,8752
Gali.odo	0	0	5,9149
Narc.pse	2,7875	4,3956	6,2308
Tract.lil.hya	0,4926	0,5495	6,8251
Vacc.myr	0	0	6,8977
Carp.bet	6,1249	28,5714	8,4959
Luzu.syl	0,2778	0,5495	9,8375
Fagu.syl	1,0067	3,2967	12,4008

Cette sensibilité locale (S_{loc}) peut alors être définie comme variant entre 0 (aucune sensibilité) et 100 (très forte sensibilité) au niveau de chaque zone climatique à partir de la formule suivante :

$$S_{loc_{i_c}} = \left(\frac{Spé_{i_c}}{Fréq_{i_c}} \div S_{loc_{max_c}} \right) \times 100$$

avec : $Spé_{ic}$ = Mod/Cla pour le taxon i dans le cluster c

$Fréq_{ic}$ = Cla/Mod pour le taxon i dans le cluster c

$Sloc\ max_c$ = valeur maximale de sensibilité locale pour l'ensemble des taxons dans le cluster c

Ensuite, la sensibilité au niveau régional (S_{reg}) est définie comme suit :

$$S_{reg_i} = \frac{S_{loc_{i_c}}}{S_{loc_{max}}}$$

avec : $Sreg_i$ = Sensibilité régionale du taxon i

$Sloc_i$ = Sensibilité locale du taxon i dans le cluster c

$Sloc_{max}$ = valeur maximale de sensibilité locale pour l'ensemble des taxons dans l'ensemble des clusters

Deux valeurs de sensibilité sont obtenues pour chaque taxon qui s'exprime en pourcentage (Tab. X).

Cette méthode se rapproche fortement de celle mise en place par Dufrêne & Legendre (1997) pour produire un indice, nommé INDVAL pour « INDicator VALue », qui associe des valeurs fortes à une fréquence importante du taxon sur la zone étudiée. Il vise à mettre en lumière la présence de taxons indicateurs d'un territoire donné. L'indice produit ici est en quelque sorte l'opposé de ce dernier, en cela que de fortes fréquences seront, à l'inverse, associées à de faibles valeurs d'indice.

Parmi les taxons sélectionnés pour cette étude, celui qui apparait comme le plus sensible à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine est *Pistachia terebinthus*. Si l'on combine cette information avec celle obtenue pour son affinité climatique, ce taxon plutôt thermophile et d'origine méditerranéenne, devrait connaitre une certaine expansion dans les prochaines décennies. Du moins, sa zone de présence actuelle (cluster 4) pourrait évoluer vers des conditions qui lui seront favorables, entrainant l'extension de sa niche climatique en Nouvelle-Aquitaine et favorisant ainsi son développement.

A l'inverse, *Ajuga pyramidalis* et *Sphagnum magellanicum* devraient connaitre un sort moins enviable. Leur affinité pour des climats relativement frais qui explique leur spécificité assez forte pour les Pyrénées et le Limousin (clusters 1 et 2), associée à leur sensibilité importante, amènent à placer ces deux espèces dans la catégorie des plantes menacées par le réchauffement climatique.

Tab. X. Indices de sensibilité des taxons à une modification du climat dans chacun des 5 principaux groupes de mailles.

Cluster 1

espèce	sensibilité locale	sensibilité régionale
Ante.dio	100,0	5,7
Ajug.pyr	84,2	4,8
Gent.lut	25,4	1,4
Care.dig	23,9	1,4
Gali.odo	11,4	0,6
Euph.hyb	10,1	0,6
Parn.pal	9,9	0,6
Helle.vir	9,5	0,5
Vacc.myr	8,7	0,5
Mili.eff	8,1	0,5
Tract.lil.hya	7,9	0,4
Gent.pneu	7,5	0,4
Erio.ang	6,7	0,4
Nard.str	5,4	0,3
Dros.rot	5,3	0,3
Sorb.auc	5,3	0,3
Luzu.syl	4,4	0,3
Care.ech	3,9	0,2
Fagu.syl	2,7	0,2

Cluster 2

espèce	sensibilité locale	sensibilité régionale
Ajug.pyr	100,0	39,4
Sphag.mag	100,0	39,4
Gent.lut	30,2	11,9
Arni.mon	27,5	10,9
Luro.nat	18,6	7,3
Gali.odo	13,6	5,4
Litt.uni	13,1	5,2
Euph.hyb	12,0	4,7
Parn.pal	11,8	4,7
Vacc.myr	10,4	4,1
Mili.eff	9,6	3,8
Nart.oss	9,5	3,7
Erio.ang	7,9	3,1
Narc.pse	6,6	2,6
Nard.str	6,5	2,5
Dros.rot	6,3	2,5
Sorb.auc	6,3	2,5
Luzu.syl	5,3	2,1
Care.ech	4,7	1,8
Hyac.n.scr	4,1	1,6
Fagu.syl	3,2	1,3
Carp.bet	2,2	0,9

Cluster 3

espèce	sensibilité locale	sensibilité régionale
Phill.ang	100,0	39,1
Hier.eri	61,5	24,0
Astr.bai	42,1	16,4
Sile.uni.thor	25,0	9,8
Pilu.glo	9,6	3,8
Quer.sub	7,6	3,0
Helle.vir	4,7	1,8
Nart.oss	4,0	1,6
Tract.lil.hya	3,9	1,5
Gent.pneu	3,8	1,5
Dros.rot	2,7	1,0
Luzu.syl	2,2	0,9
Eric.cil	2,0	0,8
Fagu.syl	1,3	0,5

Cluster 4

espèce	sensibilité locale	sensibilité régionale
Pist.ter	100,0	100,0
Side.hys	85,0	85,0
Lava.lat	51,5	51,5
Rhap.con	35,4	35,4
Aren.con	31,5	31,5
Sesl.cae	29,8	29,8
Care.dig	25,4	25,4
Argy.zan	24,6	24,6
Care.hum	24,3	24,3
Fuma.eri	20,2	20,2
Stae.dub	13,3	13,3
Quer.ile	6,9	6,9
Eric.sco	2,8	2,8
Carp.bet	2,0	2,0

Cluster 5

espèce	sensibilité locale	sensibilité régionale
Hier.eri	100,0	31,0
Astr.bai	68,4	21,2
Isoe.his	68,4	21,2
Sile.uni.thor	40,6	12,6
Utric.min	23,6	7,3
Pilu.glo	15,7	4,9
Caro.ver.inu	13,8	4,3
Luro.nat	12,7	4,0
Quer.sub	12,4	3,8
Bald.rep.cav	9,1	2,8
Litt.uni	9,0	2,8
Gent.pneu	6,1	1,9
Quer.ile	5,2	1,6
Dros.rot	4,3	1,3
Eric.cil	3,3	1,0
Eric.sco	2,1	0,7

- Variables illustratives

Grâce aux relations mises en évidence entre les variables climatiques et les dimensions, il est maintenant possible d'interpréter la position des taxons sur les axes de l'AFM en termes d'affinité de ces derniers avec des types de climats. Chaque maille étant associée avec une information de présence ou d'absence pour chaque espèce, ou du moins de pseudo-absence, nous pouvons sélectionner celles qui sont caractérisées par la présence d'un taxon en particulier.

Le graphique (Fig. 41) ci-dessous correspond par exemple à la sélection des mailles en fonction de la présence de *Fagus sylvatica*. Les barycentres des mailles sélectionnées pour chaque modalité permettent de synthétiser ces informations. Les mailles de présence se situant pour la plupart dans la partie gauche du graphique, cette espèce apprécie les climats frais et peu ensoleillés qui restent suffisamment bien alimentés en eau durant la période estivale. Elle est donc particulièrement à l'aise sur le piémont pyrénéen et dans le Limousin, là où se retrouvent en effet d'importants peuplements

de hêtre. Il ne semble en revanche pas y avoir d'influence particulière de la seconde dimension car nous notons de manière indifférenciée des présences de part et d'autre de l'axe 2. Les barycentres restent donc alignés le long du premier axe et autour de la valeur zéro pour le second. Dans la gamme des climats présents en Nouvelle-Aquitaine, cette espèce semble relativement peu sensible à la disponibilité en eau.

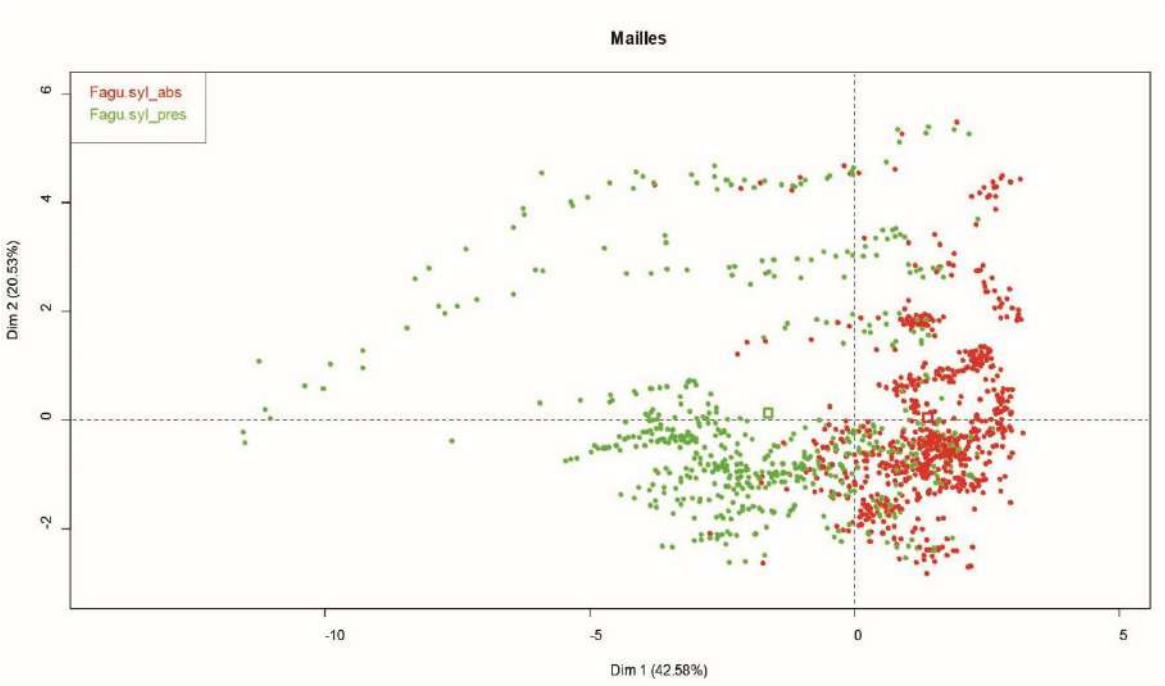


Fig. 41. Sélection des mailles caractérisées par la présence de Fagus sylvatica (points : mailles ; carrés : barycentres)

Si les résultats obtenus sont rassemblés pour l'ensemble des taxons sélectionnés, les affinités climatiques des espèces entre elles peuvent être comparées, et ce de manière quantitative. En faisant apparaitre les milieux auxquels ces taxons se rattachent (Fig. 42), nous voyons nettement ressortir une répartition des barycentres de présence des espèces qui reprend assez largement la division en groupes d'habitats. Cette succession est retrouvée, des espèces de pelouses psychrophiles acidiphiles jusqu'à celles des dunes littorales, selon un gradient qui va de la partie gauche du graphique (climats frais et relativement pluvieux l'été) jusqu'à la partie supérieure droite (climats plutôt chauds et humides).

Les espèces présentant les effectifs les plus faibles se situent sans surprise sur les bordures externes du nuage de point tandis que les taxons présentant un plus grand nombre de mailles de présence sont généralement au centre. Il semble en effet logique que les plantes représentées dans la majorité des mailles soient issues de la zone climatique la plus étendue sur le territoire régional.

Néanmoins, il n'est pas exclu qu'en intégrant à l'avenir un nombre beaucoup plus conséquent d'espèces dans les analyses, certaines pourraient tout à fait être à la fois associées à un faible nombre de mailles et à une position assez centrale dans le nuage de points. Une explication non climatique à leur zone d'extension restreinte par rapport à leur niche climatique potentielle peut être suspectée (ex : espèces favorisées ou éliminées par la gestion sylvicole, l'eutrophisation, le drainage, etc.).

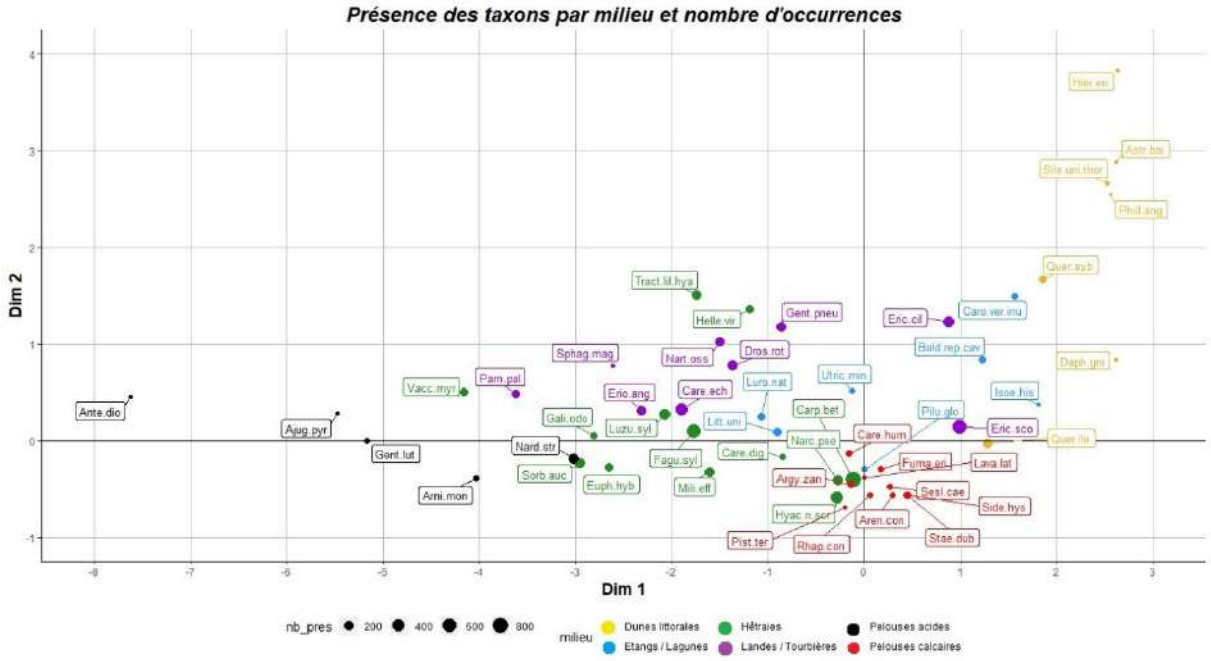


Fig. 42. Projection des barycentres de présence des taxons sur les dimensions 1 et 2 de l'AFM en fonction des milieux associés et du nombre d'occurrences.

- **Niches climatiques**

L'étape suivante serait de comparer les zones d'expression actuelles et futures des niches climatiques de chacun des taxons étudiés. A partir de données climatiques futures, obtenues grâce aux résultats de simulation de différents modèles sur la base de plusieurs scénarios de développement économique, nous serions en mesure de réitérer le processus conduit jusqu'ici pour aboutir de nouveau à la projection des mailles sur les dimensions de l'AFM. Les valeurs des variables climatiques pour chacune de ces mailles dans 10, 30 ou 50 ans étant différentes de celles d'aujourd'hui, les valeurs de projection sur les axes des dimensions seront elles-aussi modifiées. Le nuage de points ainsi reconstruit devrait alors vraisemblablement se déplacer vers le haut (plus de précipitations) et surtout vers la droite (températures plus élevées) du graphique (JOUZEL *et al.*, 2014 ; DRIAS, 2018).

En comparant le nombre de mailles actuellement situées dans la zone d'affinité climatique d'un taxon (Fig. 43) avec la somme de celles qui se retrouveraient dans cette zone dans plusieurs décennies (Fig. 44), nous pouvons de manière assez rapide et intuitive affiner l'indice de sensibilité déjà obtenu à partir de la CAH des mailles. En effet, si celui-ci permettait de faire ressortir les espèces présentant les plus grands potentiels d'évolution, il ne donnait en revanche aucune indication sur le sens de ces changements. La Fig. 44 illustre ce que pourrait être le nouveau nuage de points, issu de la projection des mailles à partir des valeurs des paramètres climatiques simulées pour le futur. La forme même du nuage devrait être modifiée afin de représenter fidèlement ce que seront vraisemblablement les conséquences du changement climatique. Dans le but d'illustrer schématiquement ces modifications, il ne s'agit pour l'instant que d'une simple translation du nuage de points actuel.

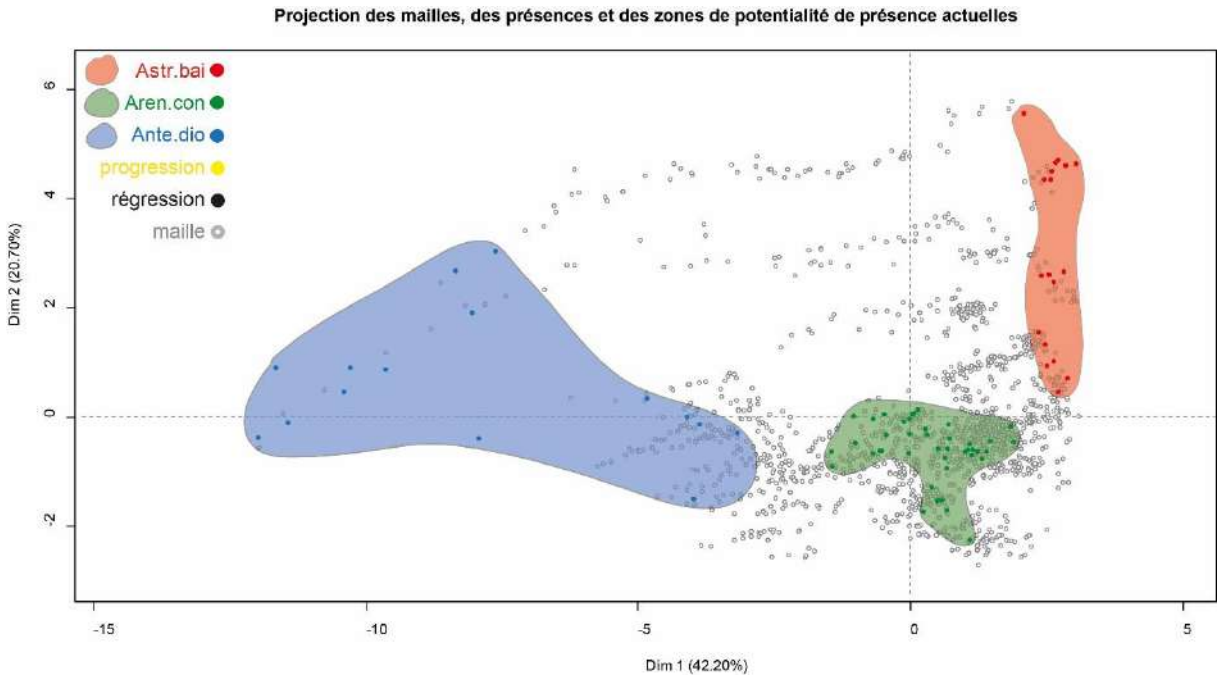


Fig. 43. Niches climatiques potentielles de 3 taxons définies à partir de leurs mentions de présence actuelles.

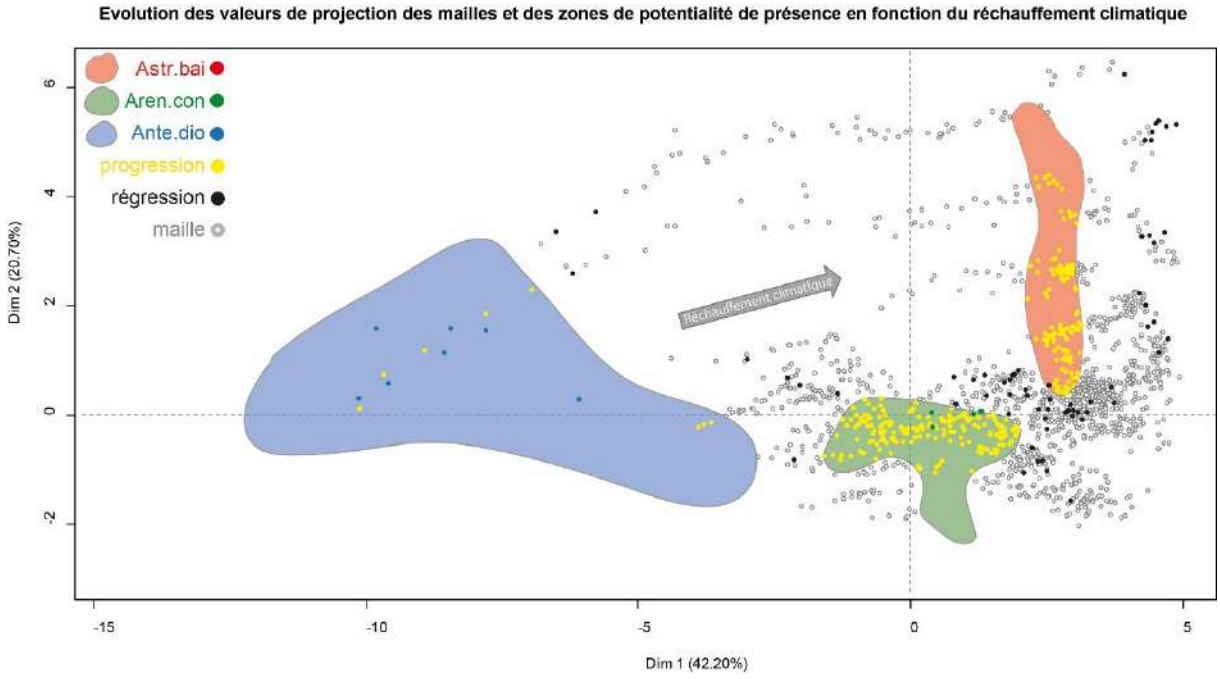


Fig. 44. Exemple d'évolution supposée des populations de 3 taxons soumises au réchauffement climatique.

Une hypothèse envisagée serait que des taxons présentant une affinité pour des climats particulièrement frais, comme *Antennaria dioica*, verraient l'aire géographique couverte par leur niche climatique se restreindre dans la région. Cette diminution se traduirait sur le graphique par une baisse

du nombre de mailles projetées dans la gamme climatique de présence potentielle de cette espèce (en bleu – Fig. 44).

A l'inverse, des taxons plus thermophiles comme *Astragalus baionensis*, devraient voir la surface de leur niche climatique potentielle s'étendre, sans pour autant que cela ne soit une garantie d'expansion pour leurs populations. En effet, le climat n'est pas l'unique facteur influençant la dynamique des espèces. En l'absence de nouvelles données concernant notamment la nature du substrat, son acidité ou sa trophie notamment, il sera impossible de conclure sur la possibilité d'expansion de l'espèce. Si les nouvelles mailles présentant le climat adéquat ne fournissent pas au taxon les autres conditions nécessaires à son développement, il est envisageable que celui-ci subisse le même sort que certaines plantes psychrophiles, à savoir un déclin des populations.

Enfin, pour une troisième catégorie d'espèces, telle qu'*Arenaria controversa*, le déplacement géographique de la niche climatique ne devrait pas s'accompagner d'une diminution ou d'une augmentation de la surface potentielle mais plutôt d'une stagnation. Là encore, sans plus d'informations sur les conditions qui attendent ces plantes dans leur nouvelle aire climatique de présence potentielle, ni sur leur capacité de migration, impossible de conclure dans un sens ou dans l'autre quant à la dynamique de leurs populations.

En gardant à l'esprit qu'une zone climatique de présence potentielle pour un taxon ne peut être directement considérée comme une garantie de présence future de ce taxon dans une maille donnée, une cartographie des futures aires de présence supposée pour chaque plante pourrait être réalisée. Il faudrait pour cela associer les mailles nouvellement projetées avec les niches climatiques de telle ou telle espèce en fonction de leur position sur les dimensions de l'AFM (points jaunes de la Fig. 44).

Cette méthode constituerait une première avancée dans notre compréhension de la sensibilité des espèces aux modifications du climat mais ne permet pas d'associer la potentialité de présence avec une valeur chiffrée de probabilité. Nous restons en effet sur une alternative qualitative binaire entre présence et absence potentielles. Une réponse à cette limite pourrait passer par l'utilisation de méthodes de classification ou d'apprentissage (« machine learning ») telles que les forêts aléatoires (RF, Random Forest (BREIMAN, 1984)), les machines à vecteurs de support (SVM, Support Vector Machines (VAPNIK, 1995 ; VAPNIK, 1998), les réseaux neuronaux (ANN, Artificial Neural Networks (LEK & GUEGAN, 1999) ou encore le modèle de maximum d'entropie (MaxEnt, Maximum Entropy (PHILLIPS *et al.*, 2004 ; PHILLIPS *et al.*, 2006 ; ELITH *et al.*, 2011).

Dans cette optique, une nouvelle étape d'analyse en utilisant la technique du Random Forest a été initiée. Le choix de cette méthode plutôt qu'une autre ne repose pour l'instant pas sur la pertinence de ce modèle vis-à-vis de la structure de notre jeu de données, mais plutôt sur des critères d'accessibilité des outils numériques et de faisabilité pour cette première étude exploratoire. En effet, un modèle qui ne nécessite pas de données d'absence « avérée » et permet donc de travailler à partir de la seule information de présence, comme le modèle MaxEnt, pourrait mieux correspondre à notre cas. Les résultats décrits dans la partie suivante ont donc pour finalité d'illustrer la démarche et les possibilités offertes par ce genre de méthodes, plutôt que celle de présenter des conclusions définitives sur la répartition potentielle, l'affinité ou la sensibilité de tel ou tel taxon, actuellement ou dans le futur.

2.3.4 Modèles d'apprentissage

La technique des forêts aléatoires (Random Forest, (BREIMAN, 2001b) est basée sur un algorithme générant un grand nombre d'arbres aléatoires, d'où son nom. Ces arbres fonctionnent comme des

classifieurs (CUTLER *et al.*, 2007) et sont, dans leur mode de construction, issus de la méthode CART initiée des années auparavant par le même auteur (BREIMAN, 1984). Pour chacun d'eux, une séparation binaire du jeu de données est effectuée à chaque nœud à partir de critères quantitatifs (valeurs pour l'une des variables sélectionnées) et qualitatifs (présence ou absence du taxon étudié), créant ainsi deux nouvelles branches (Fig. 45). Le processus se répète de nœud en nœud jusqu'à atteindre le nombre limite d'embranchements définis par l'utilisateur.

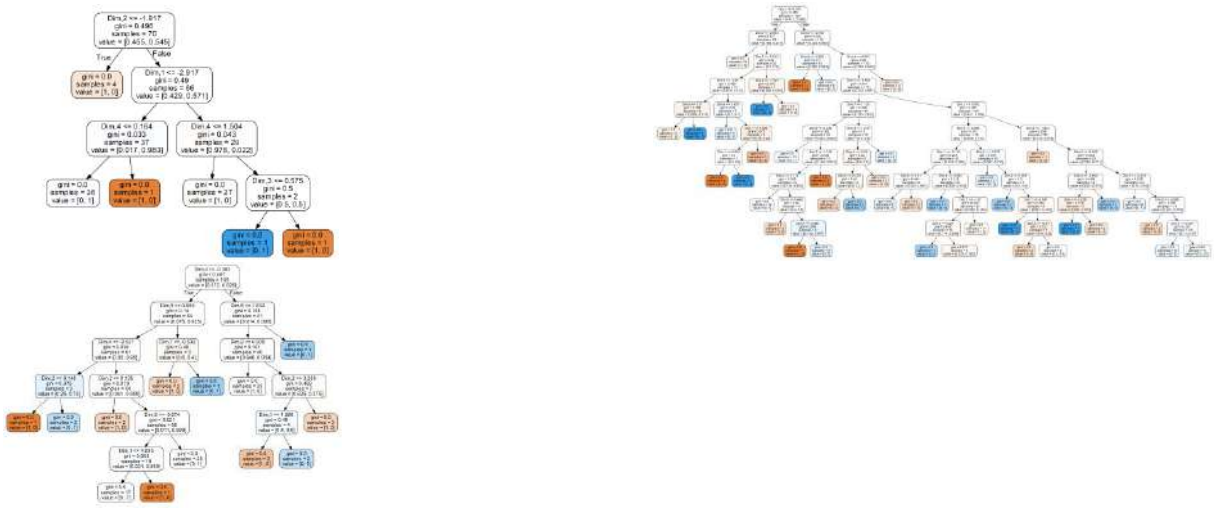


Fig. 45. Exemples d'arbres générés aléatoirement pour des taxons différents à partir des valeurs de chaque maille, soit pour les 7 premières dimensions de l'AFM, soit pour les variables climatiques brutes.

Dans notre cas, les individus (mailles : « samples ») contenus dans chacune des feuilles situées à l'extrémité des branches sont alors regroupés par affinités de valeurs pour certaines variables (dimensions 1 à 7, ou variables climatiques brutes) sélectionnées aléatoirement, puis ramenées à une alternative binaire, présence ou absence du taxon dans ces mailles (présence : orange ; absence : bleu). De nombreux arbres sont ainsi générés, triant les mailles en fonction de variables à chaque fois différentes, puisque sélectionnées aléatoirement. Une « forêt » d'arbres uniques est obtenue, qui, pris tous ensemble, permettent de classer plus efficacement les mailles de présence et d'absence en fonction des variables.

Tout d'abord cette classification s'opère sur un lot restreint de données sélectionnées aléatoirement parmi le jeu de données initial. Il s'agit d'un jeu de données d'entrainement pour lequel les mentions de présence ou d'absence sont connues. Puis ensuite le classifieur au jeu de données tout entier est appliqué sans lui indiquer la présence ou l'absence réelle du taxon étudié. Les mailles sont alors triées en fonction de leurs valeurs pour les différentes variables (dimensions de l'AFM) et l'algorithme affecte en bout de chaîne une mention de présence ou d'absence supposée du taxon, pour l'ensemble des mailles regroupées dans chacune des feuilles. Une maille sera donc classée dans l'une ou l'autre des alternatives, présence ou absence, autant de fois qu'il y a d'arbres. La somme des arbres qui indiquent une présence du taxon dans cette maille, rapportée à la somme totale des arbres créés, permet enfin d'obtenir un pourcentage de probabilité de présence du taxon dans la maille. Nous pouvons ainsi produire des cartes de probabilité de présence sur toute la Nouvelle-Aquitaine, taxon par taxon, et les comparer aux données de présence avérées (Fig. 46 et Annexe 2).

Cette probabilité de présence étant obtenue à partir de données climatiques uniquement, elle correspond à un indice d'affinité de l'espèce avec le climat de chacune des mailles. Là encore, d'autres paramètres biotiques ou abiotiques pourraient tout à fait être intégrés en amont, en tant que variables de l'AFM, dans le but d'affiner les résultats de prédiction. L'objectif ici n'est cependant pas de produire des prédictions fiables quant à l'implantation géographique de l'une ou l'autre des espèces, mais plutôt d'évaluer l'étendue de la niche climatique potentielle de chacune.

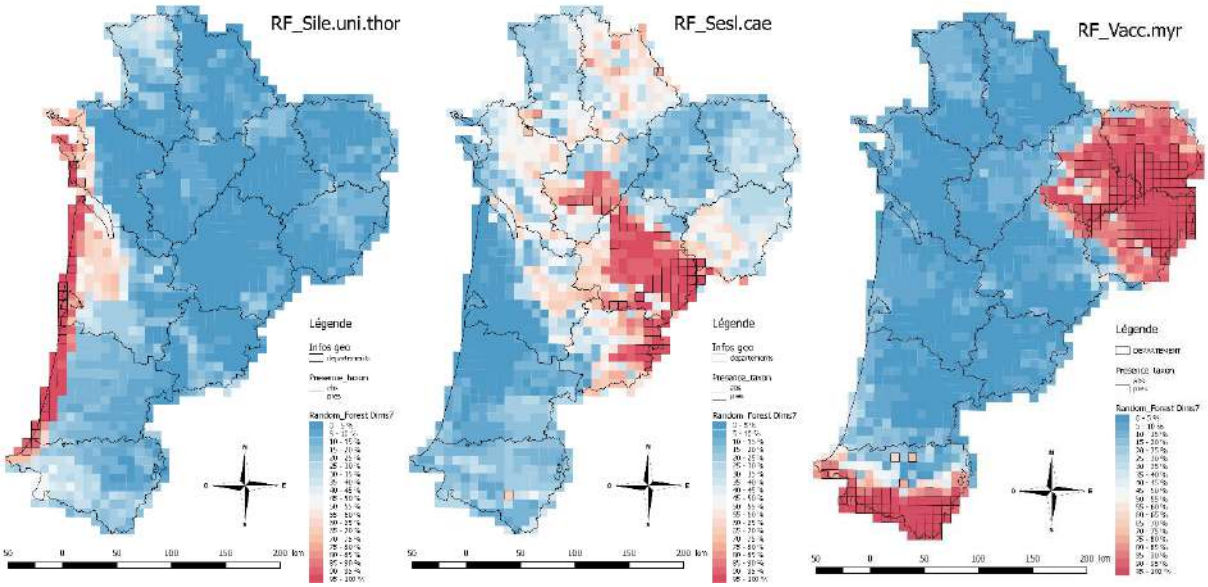


Fig. 46. Exemples de cartes de probabilité de présence de trois taxons en Nouvelle-Aquitaine, obtenues à partir des valeurs des mailles pour les 7 premières dimensions de l'AFM et comparées aux présences attestées (carrés noirs) par des relevés floristiques et/ou phytosociologiques.

Ainsi, suivant les espèces, les zones présentant de fortes probabilités de présence s'étendent plus ou moins au-delà des zones de présence attestée par des relevés botaniques.

La première hypothèse expliquant ce résultat est que le modèle surestime le potentiel de présence, notamment du fait de l'absence de certains paramètres qui influeraient fortement sur la chorologie de la plante. Certains facteurs limitants, comme l'acidité des sols par exemple, ne sont pas pris en compte ici et expliqueraient l'écart entre niche climatique potentielle et niche réalisée.

La seconde hypothèse est liée au biais d'échantillonnage et à la présence de faux négatifs au sein du jeu de données floristiques. En effet, malgré l'effort d'échantillonnage considérable réalisé depuis plusieurs années, certains taxons discrets ont parfois pu échapper à l'œil des botanistes.

Une troisième explication pourrait enfin se trouver tout simplement dans les choix effectués lors du calibrage du modèle par l'analyste. En effet, un certain nombre de paramétrages sont nécessaires en amont du calcul (BARBET-MASSIN *et al.*, 2012) et ces choix ont pour l'instant dû être réalisés arbitrairement (nombre d'arbres générés, limite du nombre d'embranchements, taille du jeu de données d'entrainement, choix des variables, etc.). Idéalement, chacune de ces décisions devrait être justifiée sur la base de connaissances théoriques et testée à partir de critères chiffrés d'évaluation des

résultats (AUC–ROC, TSS, AIC, etc.). Ces développements n'ont pour l'instant pas pu être menés à bien et les cartes de probabilité de présence produites (Annexe 2) doivent donc être prises avec un certain recul.

Néanmoins, nous pouvons d'ores et déjà réfléchir à ce que pourrait être la suite d'une chaîne de traitements qui aboutirait à la production d'un indice de sensibilité des plantes au changement climatique. Une fois un certain niveau de fiabilité dans les prédictions atteint, il sera alors possible de réutiliser les valeurs actuelles des paramètres climatiques pour les mailles de Nouvelle–Aquitaine en tant que jeu de données d'entrainement. Nous pourrons ensuite effectuer le classement des mailles entre présence et absence d'un taxon donné, mais cette fois à partir des valeurs simulées du climat pour les décennies à venir. De cette manière des probabilités de présence de l'espèce dans chacune des mailles seront obtenues à horizon 2030, 2050 ou 2100, et en fonction des différents scénarios climatiques modélisés (DRIAS, 2018).

Ces probabilités de présence définies, la comparaison avec celles déjà produites pour la période actuelle pourra être effectuée, maille par maille ou en calculant des moyennes à l'échelle de toute la région. En effectuant cette différence, des indices locaux et régionaux de sensibilité de l'espèce au changement climatique seront générés. A partir de l'indice local (par maille), de nouvelles cartes dites « de sensibilité » pourront être produites et servir de base de réflexion pour la mise en place de mesures de conservation ciblées.

La corrélation des variables étant un biais possible soulevé par certains auteurs (MAHARAJ & NEW, 2013 ; GAUDREAU *et al.*, 2015 ; JARNEVICH *et al.*, 2015 ; FOURCADE, 2016), il apparaît judicieux de réutiliser les résultats obtenus précédemment pour les 7 premières dimensions de l'AFM comme variables pour effectuer la classification des mailles. Celles–ci présentent l'avantage d'être par construction totalement décorrélées les unes des autres. Il est à noter cependant que l'inventeur de la technique du Random Forest s'oppose quant à lui à cette notion de biais de corrélation concernant sa méthode (BREIMAN, 2001a). Il avance même la théorie inverse, postulant que tout apport de données au modèle l'enrichit et que des variables, même fortement colinéaires, ne délivrent jamais exactement les mêmes informations. Sur cette base, il serait éventuellement possible d'utiliser directement les variables climatiques brutes, et même d'en faire intervenir un maximum d'autres, qu'elles soient corrélées entre elles ou pas.

Enfin, dans l'esprit de la méthode employée pour les packs BIOMOD (THUILLER *et al.*, 2009) et MigClim (KESHTKAR & VOIGT, 2016) qui combinent différentes approches pour créer des modèles de distribution d'espèces (SDM, Species Distribution Models), il serait intéressant de réitérer les calculs à partir de nouvelles techniques de modélisation (MaxEnt, SVM, ANN, etc.) puis de chercher à moyenner, pondérer ou sélectionner les résultats de sortie (LI & WANG, 2013) pour produire des prédictions de présence les plus fiables possible pour la Nouvelle–Aquitaine.

2.3.5 Discussion & Perspectives

Ce travail de synthèse montre qu'il est possible de créer des indices de sensibilité des plantes aux changements climatiques de diverses manières. Chaque approche développée ici renseigne à sa façon sur l'un des aspects de cette sensibilité. Ainsi, au–delà de la combinaison des différents modèles d'apprentissage et de prédiction de la potentialité de présence des espèces, il semblerait opportun de conserver également les étapes précédentes pour aboutir à une vision la plus précise possible du devenir probable des espèces végétales de la région. Outre ces différents développements possibles,

de nombreuses pistes de développements techniques pourront également être explorées à l'avenir, dans l'objectif d'améliorer la connaissance des impacts du réchauffement climatique sur les plantes.

L'une de ces approches nouvelles pourrait être de recréer de la fréquence pour les taxons au sein des mailles de 8 km de côté. Disposant en effet de la position GPS précise de l'ensemble des relevés floristiques, il est envisageable de redécouper les mailles actuelles en mailles plus fines. La somme des mentions de présence pour l'ensemble des petites mailles comprises dans une plus grande (ex : x mailles de présence sur 64 mailles de 1 km de côté au sein d'une maille de 8 km) donnerait ainsi une information supplémentaire particulièrement utile dans le cas de taxons largement représentés à l'échelle de la région (ex : *Carpinus betulus*, *Erica ciliaris*, etc.). En recréant une échelle de valeurs quantitatives renseignant, d'une certaine manière, l'abondance relative de ces espèces d'une maille 8x8km à l'autre, les résultats obtenus pour les zones d'affinité et pour la sensibilité climatique de ces plantes pourraient être précisés.

Parallèlement, des méthodes de « downscalling » pourraient être employées pour affiner les cartes des variables climatiques basées sur les données brutes des modèles SAFRAN et ISBA. De mailles 8x8km, passer à des mailles 1x1km correspondant alors à l'échelle plus fine du climat serait intéressant à appliquer sur les données floristiques. Une autre option possible pour parvenir à une augmentation de la précision des cartes climatiques passerait par le remplacement des variables spatialisées de Météo France par des données issues de bases en libre accès sur internet via différents sites tels que CHELSA (KARGER *et al.*, 2017) ou WorldClim2 (FICK & HIJMANS, 2017). Ces bases reposent en effet sur un découpage plus fin du territoire qui permettrait là encore de modéliser les relations plantes–climat à une échelle plus réduite.

Une des critiques les plus récurrentes à l'encontre de l'utilisation de modèles de distribution spatiale des espèces (SDM) pour le futur est la non prise en compte des interactions biotiques entre les espèces. Il en est de même au sujet de leur capacité de migration, depuis leur aire de présence actuelle vers leur niche climatique future telle que simulée par ces modèles (GUISAN & THUILLER, 2005). Dans l'optique d'évaluer l'influence des changements climatiques sur les plantes, cette question ne pourra évidemment pas être laissée de côté.

En termes d'applications plus concrètes, l'établissement d'une liste d'espèces « sentinelles du climat » constitue donc l'objectif premier des recherches qui pourront être menées à la suite de cette étude exploratoire. Parmi ces taxons, les espèces qui apparaitront comme les plus menacées pourront ensuite venir enrichir les listes rouge de la Flore d'Aquitaine (LEBLOND *et al.*, à paraître), du Limousin (NAWROT, 2013) et de Poitou–Charentes (GOUEL, à paraître). A l'inverse, les espèces plus thermophiles qui ne seraient pas encore présentes dans la région mais qui pourraient bénéficier du réchauffement climatique, parmi lesquelles certaines espèces allochtones potentiellement envahissantes, pourront être ciblées pour faire l'objet d'une attention particulière.

Lorsque la fiabilité de la prédiction par les modèles de probabilité de présence sera suffisante, les zones présentant de fortes potentialités pour un taxon, et où sa présence n'aura pas déjà été attestée, pourront être de nouveau parcourues dans le cadre de l'inventaire permanent qui sera bientôt mis en place dans la région, en remplacement de l'inventaire systématique qui se termine. Cette aide à la prospection, associée à d'autres critères de sélection des zones d'inventaire, pourrait permettre un ciblage des efforts et donc une plus grande efficacité dans la récolte des données floristiques. Ceci conduirait à l'amélioration générale de notre connaissance de la flore de Nouvelle–Aquitaine.

Enfin, en parallèle de l'amélioration des modèles de distribution, les données quantitatives sur l'évolution de la flore récoltées dans le cadre du programme « les sentinelles du climat » au fur et à mesure des campagnes de suivis seront analysées et traitées statistiquement. La comparaison des résultats obtenus pour chacune de ces deux approches permettra alors d'évaluer la justesse des projections réalisées jusque-là en faisant le lien entre les observations réalisées à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine et celles effectuées au niveau de chaque site (MALLARD, 2017b).

2.3.6 Conclusion

Les objectifs de cette étude étaient de produire une liste d'espèces « sentinelles » caractérisées par leur sensibilité aux changements climatiques, de mesurer l'impact propre aux différentes composantes du climat sur le développement de ces espèces végétales, et enfin de générer des modèles de projection de la répartition future des plantes selon les différents scénarios climatiques.

Concernant le premier élément attendu, il est apparu au fil des recherches que cet objectif, supposé préalable au développement de la suite de notre démarche, s'avérait en être plutôt un aboutissement. En effet, pour faire ressortir les plantes les plus sensibles aux changements climatiques, il semble préférable d'en passer tout d'abord par les différentes étapes de la chaîne de traitements développées ici. En partant d'un jeu de données floristiquement complet, il sera alors possible d'effectuer un tri parmi les taxons présents en Nouvelle-Aquitaine, en fonction de la dynamique projetée pour leurs populations respectives.

Ensuite, grâce à l'analyse multivariée, les variables climatiques ont pu être hiérarchisées en fonction de leur importance générale à l'échelle de la région, mais aussi en fonction de leur influence au sein des sous-régions climatiques. Dans une certaine mesure, un rapport indirect avec chacun des taxons a également pu être mis en évidence au travers de la position des barycentres de ces derniers sur les axes de l'AFM. La technique du Random Forest permettra théoriquement d'établir un lien plus direct entre chacune des espèces et les variables climatiques prises individuellement. Des hiérarchisations du même type pourront également être obtenues et évaluées via d'autres modèles d'apprentissage automatique.

Enfin, des premières cartes de potentialité de présence ont été produites en utilisant une seule méthode d'apprentissage. Celles-ci doivent cependant encore faire l'objet d'évaluations et de confrontations avec les résultats issus d'autres techniques de modélisation avant de pouvoir faire l'objet d'une quelconque interprétation.

Il ressort de cette étude que les perspectives de développement, tant au niveau théorique que technique, sont relativement vastes. La précision et la qualité du jeu de données floristiques à disposition participe pour une grande part de la fiabilité des prédictions qui pourront être réalisées à l'avenir. En cela, il mérite que l'on applique les méthodes les plus actuelles à son exploitation pour permettre d'en retirer le maximum d'informations qui pourront mener à la mise en place de politiques efficaces de prise en compte et de conservation de la biodiversité végétale de Nouvelle-Aquitaine, dans le contexte des changements climatiques.

3. Suivis météorologiques (relation température – biodiversité)

Auteur : Fanny Mallard

À l'échelle de la région climatique, le climat n'est pas le même en tout lieu ; les microclimats locaux sont eux-mêmes variables suivant l'altitude et la latitude. Les conditions climatiques particulières résultent notamment de la topographie et du couvert végétal. L'action combinée des facteurs climatiques, et notamment du couple température-humidité, conditionne directement la répartition des espèces végétales et animales et le développement de leurs populations (FAURIE *et al.*, 2011). Les suivis des espèces sentinelles sont donc complétés par des mesures ponctuelles de la température et de l'humidité sur chaque site.

À partir de ces mesures de température et d'humidité, la problématique posée est la suivante : comment analyser le lien entre les mesures de température, d'humidité de l'air et les suivis locaux des espèces sentinelles du climat ? Les hypothèses de travail sont les suivantes :

1) L'année présente deux périodes principales pour les espèces, une de repos et une de développement et d'activité. Le cumul des températures en degrés-jours par mois est une mesure utilisée pour calculer l'accumulation de chaleur et estimer la durée d'un développement biologique tel que la croissance des insectes ;
2) Pendant ces deux périodes, les journées sur un pas de temps de 24h avec les alternances de flux thermique solaire renferment aussi, à une autre échelle de temps, l'alternance repos et activité. Elles se décomposent autour de journées types pendant les deux périodes précédentes. Elles apportent une signature particulière de l'évolution du milieu de vie. Le couvert végétal, évolutif, va changer le comportement thermique passif de conductivité, d'isolation, de transfert de flux de chaleur, d'absorption, de protection aux rayonnements, de capacité calorifique, introduisant une inertie aux conditions imposées ;
3) Les réponses climatiques sont spécifiques dans les deux classes principales de milieux catégorisés secs et frais agissant en retour sur la réponse des éléments biologiques qui leur sont associés.

Les objectifs pratiques sont les suivants : 1) créer un réseau de stations météorologiques des sites d'étude, 2) accumuler des données à une même échelle pour établir un lien entre la pression du changement climatique et les suivis de l'état de la biodiversité. Puis, il s'agit 3) d'agréger les données, pour leur exploitation dans des extrapolations liées à des scénarios climatiques, et 4) de suivre l'évolution de l'état de deux types de milieux humides et secs dans le temps et dans l'espace.

3.1 Complément au matériel et méthode

3.1.1 Sites équipés en station météorologique

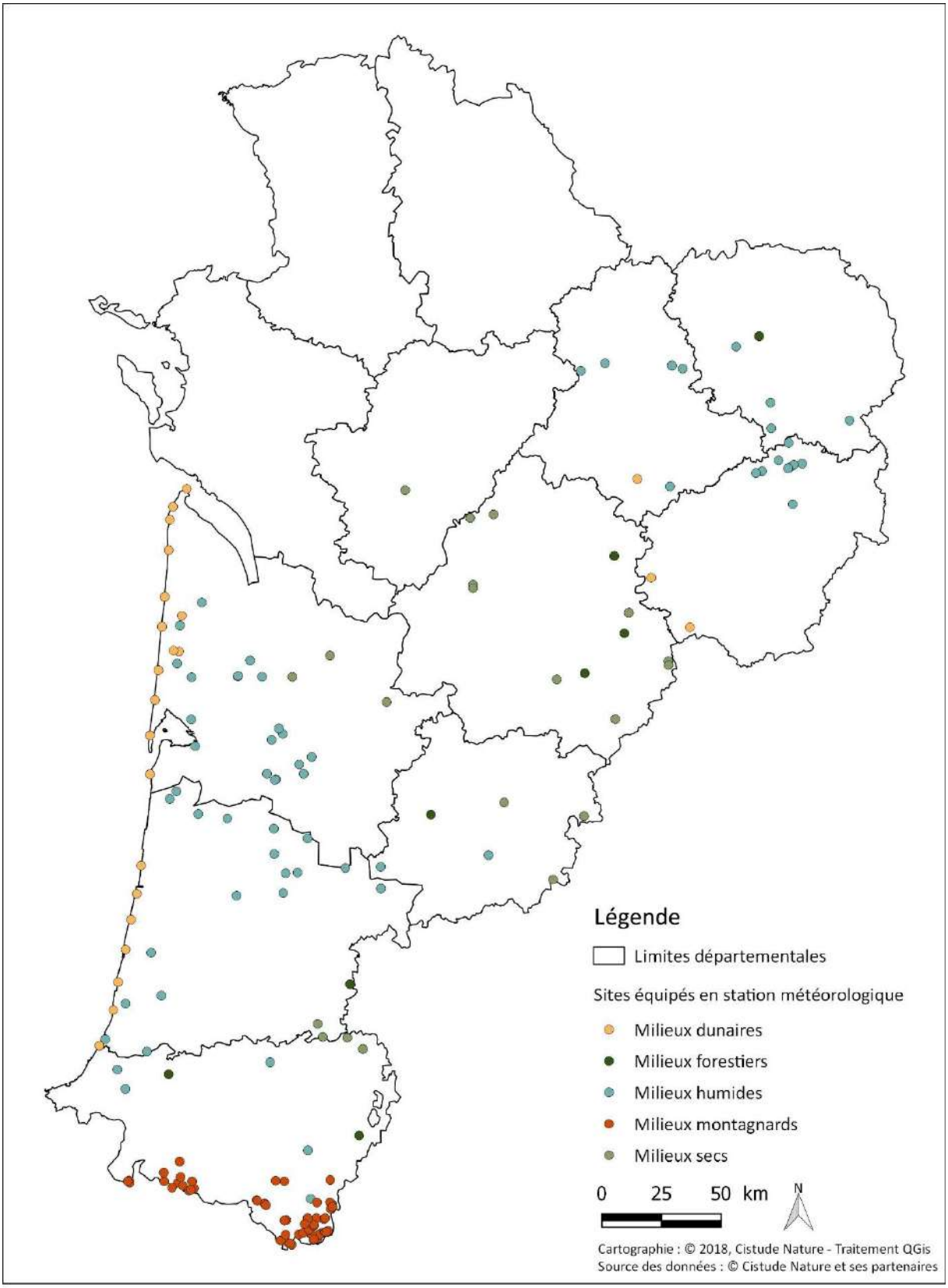
- **Réseau de stations météorologiques 2018**

Les mesures en température et humidité de l'air sont déployées sur les sites sentinelles. Une organisation de pose de station météorologique à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine a été mise en place en partenariat avec l'ensemble des chargés d'étude de suivi floristique et faunistique (MALLARD, 2017b).

En 2016, 61 sites ont été équipés en stations météorologiques (MALLARD, 2016b). Le réseau de stations météorologiques représente, en 2017, 133 sites sentinelles (MALLARD, 2017b) et est déployé en 2018 sur 178 sites (Fig. 47).

Ce réseau de stations météorologiques à 1m10-1m30 du sol permet d'étudier le mésoclimat du type d'écosystème étudié, c'est-à-dire les modifications climatiques locales liées à différents facteurs altitudinaux, longitudinaux, topographiques, de couvert végétal, etc. À ce niveau, les données mésoclimatiques permettent d'étudier la température et l'humidité de l'air dans lesquelles évoluent les populations. Cette hauteur est choisie pour représenter en moyenne les conditions environnementales de vie de l'ensemble des populations des espèces suivies.

Ce réseau est complété par 15 stations météorologiques positionnées à 10cm-50cm du niveau du sol (6 en milieu humide, 6 en milieu sec et 3 en milieu dunaire). À cette échelle, un microclimat spécifique est produit par les caractéristiques du couvert végétal et les phénomènes thermiques associés, l'inclinaison du sol, l'humidité du sol (ou atmosphérique retenue sur les quelques centimètres au-dessus de sol par la végétation) ou de l'énergie solaire emmagasinée dans le sol. L'ensemble peut influencer la présence des espèces se déplaçant au niveau du sol ou dans la végétation basse.

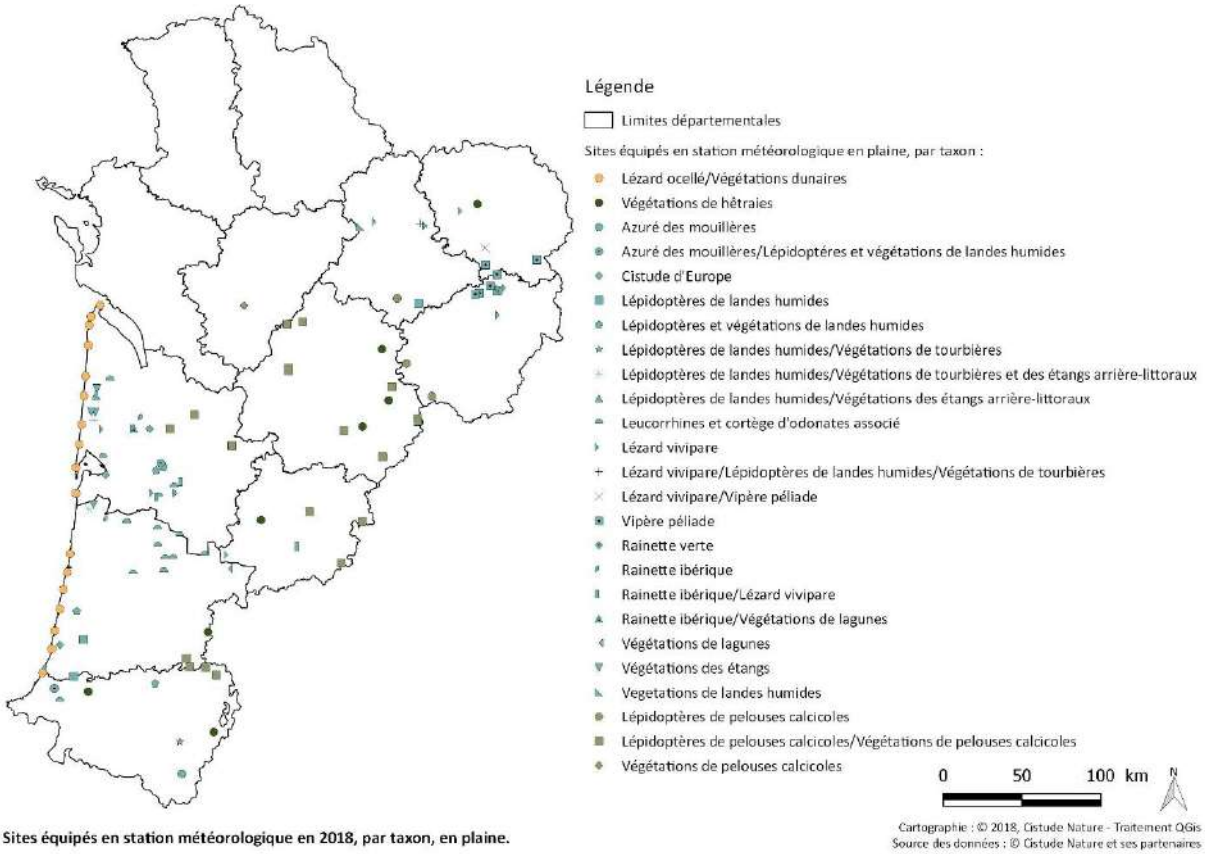


Sites équipés en station météorologique en 2018 par type de milieu.

Fig. 47. Réseau de stations météorologiques en 2018.

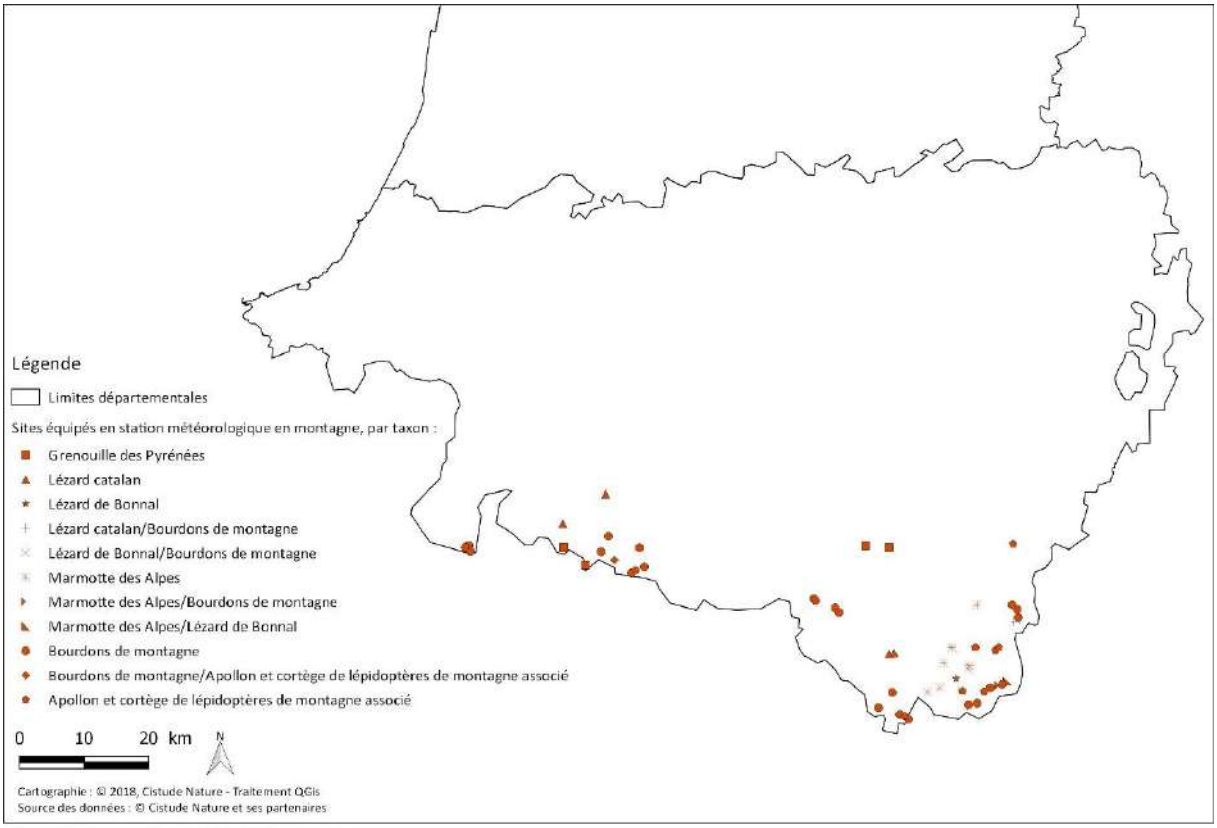
- Stations météorologiques et suivi des espèces sentinelles du climat

Les sites d'étude ont été choisis pour réaliser des suivis multi-espèces des sentinelles du climat. Les stations météorologiques sont ainsi associées aux suivis d'un ou de plusieurs taxons. Globalement des suivis flore sont associés à des suivis faune (Fig. 48–Fig. 49). Les stations météorologiques sont réparties de la manière suivante : 20 en milieu dunaire, 9 en milieu forestier, 80 en milieu humide, 55 en milieu montagnard et 29 en milieu sec.



Sites équipés en station météorologique en 2018, par taxon, en plaine.

Fig. 48. Sites équipés en stations météorologiques par taxon en milieu de plaine.



Sites équipés en station météorologique en 2018, par taxon, en montagne.

Fig. 49. Sites équipés en stations météorologiques par taxon en milieu montagnard

3.1.2 Matériel

Le matériel de base choisi pour mesurer ces paramètres est l'enregistreur de température/humidité relative externe avec interface USB optique HOBO datalogger U23 Pro V2 (HOBO U23 Pro v2, Hobo®, Onset Computer Corporation, Bourne, MA, USA) et l'abri météorologique HOBO0039 RS1. La station météorologique est une station autonome à faible consommation disposant d'une mémoire suffisante pour enregistrer au minimum une année de suivi. Ce matériel a déjà été utilisé, testé et validé dans le cadre d'une étude des effets du changement climatique sur la phénologie des essences d'arbres en zone tempérée européenne (VITASSE *et al.*, 2011).

3.1.3 Protocole de mesures météorologiques

Le protocole de mesures météorologiques est détaillé dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2017b). Les stations sont positionnées à proximité des points d'échantillonnage des populations, en situations représentatives des conditions des suivis de flore et de faune (milieu ouvert, lisière, etc.). Les données sont enregistrées toutes les heures et toute l'année.

3.1.4 Base de données 2016-2018

Un fichier de métadonnées recense toutes les informations de chaque station météorologique : N° de la sonde, structure en charge de la station, nom du site, la commune/secteur, le milieu (dunaire, sec, humide, forêt, montagne), le taxon, la date et l'heure de mise en route, la date et l'heure de pose

de la station, les points GPS en WGS84 (Longitude, Latitude), altitude (en m), évènements techniques, photos, le contact de la personne en charge de l'entretien de la station météorologique (MALLARD, 2017b).

Chaque année les données des stations météorologiques sont déchargées au moins une à deux fois en début et en fin de suivi. La base de données fin 2018 est constituée de 413 fichiers de relevés des stations météorologiques (149 fichiers en 2017 et 264 en 2018).

3.1.5 Analyses mécanistiques et statistiques

- **Plan d'analyse**

Le plan d'analyse a été présenté dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2017b). Il s'agit dans ce rapport de tester le plan d'analyse sur les données locales de température et humidité et de les mettre en lien avec l'exemple des dénombrements d'espèces. En résumé, les étapes de la démarche d'analyse en cours de mise en place sont les suivantes (Fig. 50) :

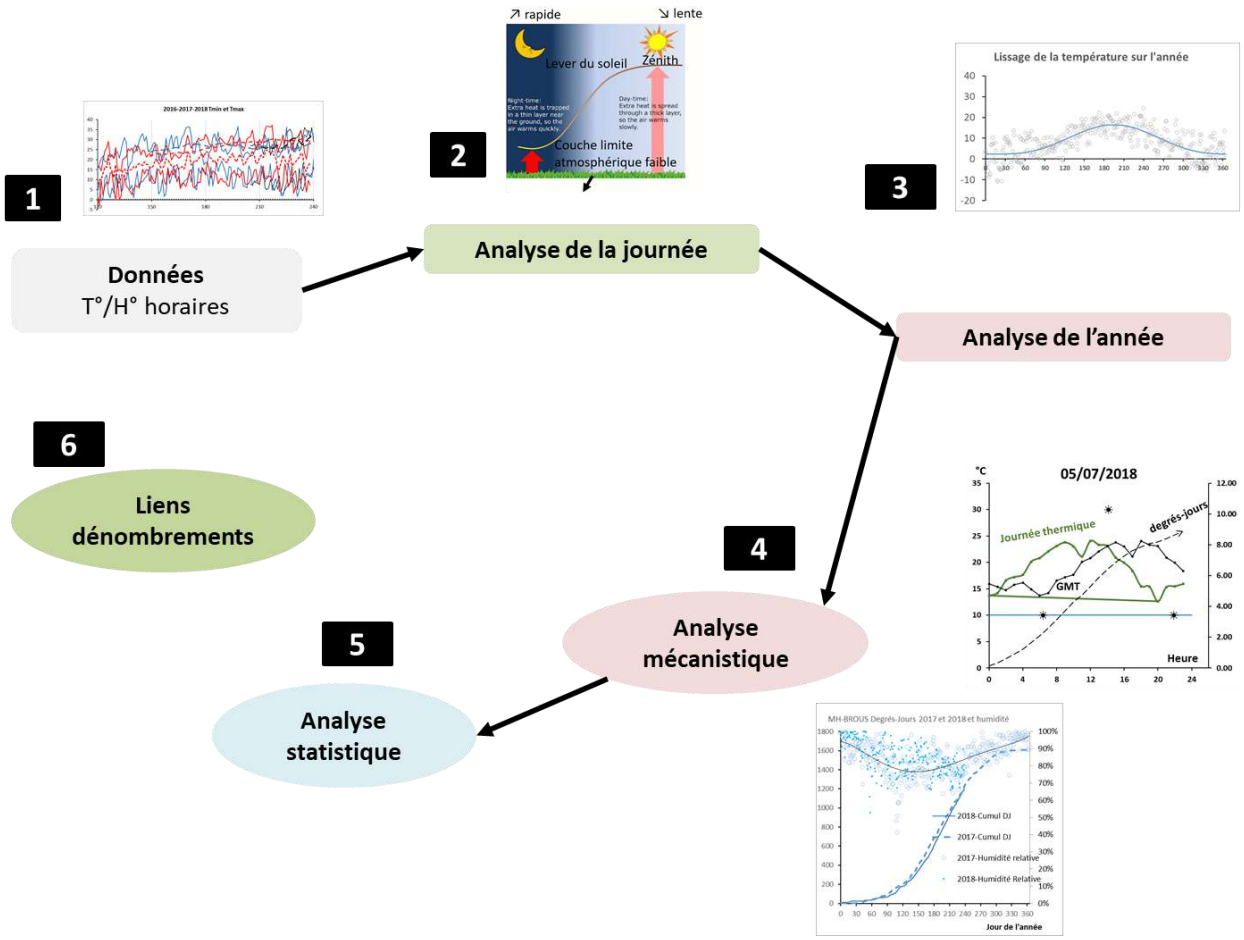


Fig. 50. Étapes d'analyse mécanistique et statistiques des données température et humidité de l'air.

– **Étape 1 :** *Données brutes des relevés horaires des températures–humidités*. Les analyses sont réalisées sur les relevés les plus complets possibles. Lors de bugs de l'enregistreur quelques mesures de certaines heures ne sont pas disponibles. Elles sont repérées et remplacées par des valeurs du jour précédent ou du jour suivant au mieux. Ces bugs représentent moins de 0.1%.

– **Étape 2** : *Analyse de la journée*. L'analyse au niveau de la Journée « GMT » commence par le rajout de données complémentaires des heures du lever, du zénith et du coucher du soleil. En pratique, les fonctions du « NOAA » du National Oceanic and Atmosphérique Administration sont traduites en VBA sous Excel et sont utilisées.

– **Étape 3** : *Analyse de l'année*. À partir des données des journées, l'analyse climatique de l'année s'en déduit. L'extraction des degrés–jours sur l'année devient une donnée du développement de la biodiversité. Le lissage de ces données et leurs agrégations sont abordées et illustrées dans ce rapport.

– **Étape 4** : *Analyse mécanistique*. Analyse exploratoire dite « mécanistique » de la journée thermique ou solaire avec ses degrés–jours, de l'année, en lien avec le développement de la biodiversité, la faune et la flore :

Étape 4a : Extraction des profils de température de la journée, des degrés–jours ;

Étape 4b : Recherche de leurs normalisations, leurs lissages, paramétrages ;

Étape 4c : Agrégation année–journées ;

– **Étape 5** : *Analyse statistique* générale sur les données des journées, de l'année, sur les paramètres des fonctions résumant les journées ou l'année.

– **Étape 6** : *Liens dénombrements*. Bilan entre climat et degrés–jours et les dénombrements des suivis des espèces sentinelles du climat.

• Sites et espèces étudiés

Des premières analyses exploratoires sont illustrées dans ce rapport à partir de l'exemple de deux sites de référence de suivis de lépidoptères représentant un écosystème de milieu humide et de milieu sec : site BROUS (44.68456333,–0.573066731) Lande de Bousteyrot, commune de la Brède (33650) ; ARGEN (45.46570618, 0.388480442) Plateau d'Argentine, commune de La Rochebeaucourt–et–Argentine (24340) (cf. parties lépidoptères de pelouses calcicoles et de landes humides § 5.2 et 6.3). Les premières analyses exploratoires sur les données uniquement de température ont été effectuées sur les données de 2017 et celles de 2018 jusqu'à la fin août (premières données disponibles). Ces deux habitats, lande humide mésohygrophile et pelouse calcicole xérobromion, renferment une abondance importante de lépidoptères d'après les suivis précédents de 2016 et 2017 (MALLARD, 2016b ; MALLARD, 2017b).

3.2 Résultats exploratoires

3.2.1 Profils thermiques

L'analyse du profil annuel de température s'inscrit dans le cadre de l'étude de la relation climat–biodiversité. En résumé, il s'agit au niveau de cette démarche exploratoire de s'appuyer principalement sur les températures minimales et maximales journalières sur l'année. Dans un second temps, les températures de la journée affinent l'analyse précédente annuelle et sont relatives aux alternances repos–activité de la faune. Les paragraphes suivants proposent une analyse dissociée année et journée.

- Profil thermique annuel

Dans la littérature (UNDERWOOD, 2013), le lissage sur l'année est réalisé la plupart du temps par une sinusoïde et plus généralement une analyse de Fourrier combinant des sinusoïdes qui va permettre de son côté d'aller jusqu'à la modélisation de la journée. Pour aborder cette analyse exploratoire avec une méthode intermédiaire, l'année des températures minimales ou maximales journalières est lissée par une fonction de type sinus afin d'avoir principalement deux enveloppes de points de température min ou de température max, enveloppe décrite par un minimum de paramètres. La démarche générale serait une analyse fonctionnelle des données. L'exercice de lissage des températures sur l'année recherche directement les 4 paramètres de l'équation suivante qui lissent au mieux l'ensemble des températures maximales ou minimales par la minimisation du carré de l'écart entre la température mesurée et la température calculée par l'équation :

$$T = \left(T_{moy} - DT\right) + 2\,DT\left(\frac{1}{2} + \frac{1}{2}\cos\left(2\,\frac{(J-\tau)}{365}\right)\right)^{\gamma}$$

T : température au jour J de l'année civile
J : numéro du jour de l'année <=365,
τ : jour de l'année où la température est maximale,
Tmoy est la température moyenne annuelle,
DT est l'amplitude de variation de la température annuelle autour de cette température moyenne,
γ : paramètre de courbure de la courbe à la température maximale, plus la courbure est grande et plus le pic de température est rapide dans le temps. γ=1 revient à une sinusoïde pure. γ<1 est une forme avec un rebroussement en début et fin d'année.

Les résultats du lissage des températures maximales (cercles vides) et minimales journalières (triangles) de l'année entière 2017 conduisent aux graphiques et tableaux suivants pour les 2 sites BROUS et ARGEN (Fig. 51, Tab. XI)

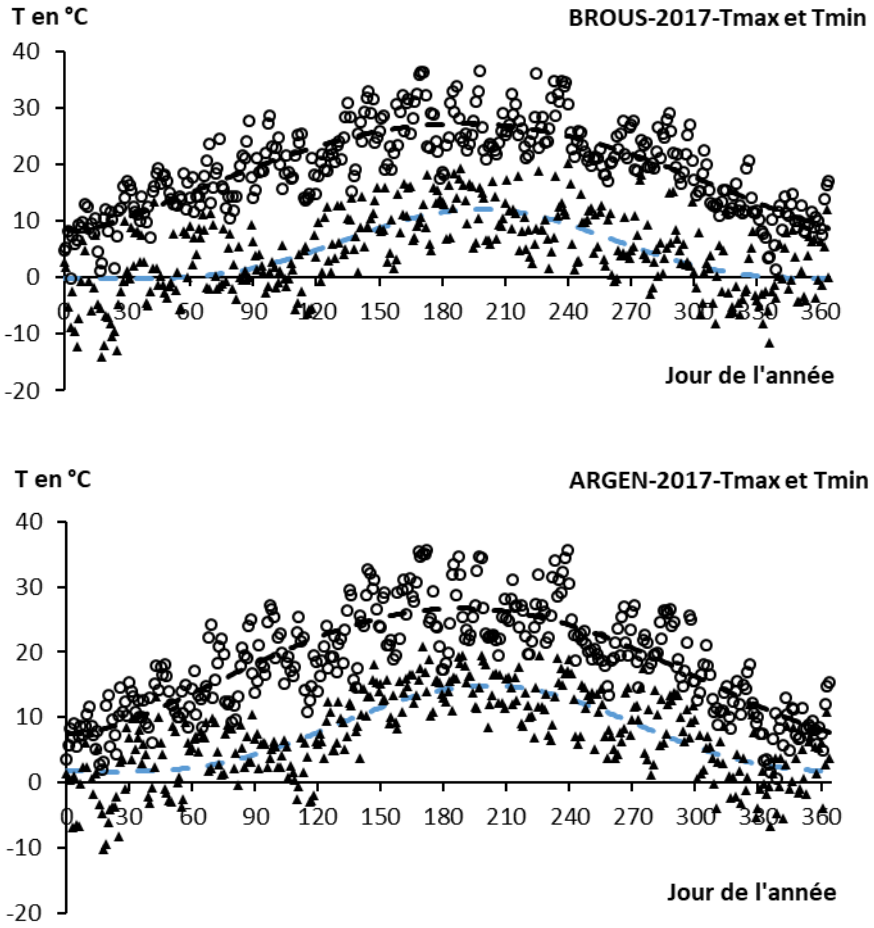


Fig. 51. BROUS et ARGEN Températures journalières min et max 2017 et courbes de lissage.

Tab. XI. Résultats du lissage des températures maximales et minimales journalières de l'année entière 2017.

En 2017	Min BROUS	Max BROUS	Min ARGEN	Max ARGEN
T moyen (°C)	5.9	17.7	8.3	17.1
DT : Amplitude	6.2	9.6	6.6	9.7
γ : Courbure	1.8	0.6	1.5	0.7
τ : Jour max	197.9	189.3	200.8	188.6
Date max	15/7	7/7	18/7	6/7

Pour le site BROUS, la moyenne des températures minimales et maximales journalières sur l'année est de 5.9± 6.2°C et de 17.7± 9.6°C. Le paramètre de courbure est de 1.8 et de 0.6 et le jour de l'année du maximum est le 198ème soit le 15 juillet et le 189ème jour. Pour le site ARGEN, la moyenne des températures minimales et maximales journalières sur l'année est de 8.3± 6.6°C et de 17.1± 9.7°C. Le paramètre de courbure est de 1.5 et de 0.7 et le jour de l'année du maximum est le 201ème jour et le 189ème jour (Tab. XI).

Cette analyse exploratoire indique que le milieu humide BROUS est 2.4° plus frais que le milieu sec. Les températures maximales des deux milieux sont proches, le milieu sec présente toutefois une

courbure plus faible 1.5 contre 1.8 qui pourrait être un indice de caractérisation de son inertie thermique plus faible, répondant plus rapidement au rayonnement solaire.

Après avoir caractérisé et résumé l'année, il s'agit d'analyser la journée thermique agissant sur la diversité des lépidoptères.

- Profil thermique journalier

Le paragraphe précédent résume l'année climatique à partir des températures minimales et maximales annuelles des journées. Ce paragraphe se concentre sur les températures horaires de la journée comprises entre les deux courbes de ces températures minimale et maximale. La Fig. 52 sur les allures des profils de température des journées montre les éléments suivants :

- Tracés du bas : les courbes nommées JH sont des enregistrements types des températures horaires d'un site, ici le site BROUS, jour par jour, sur 11 jours du 5 au 15 juillet 2018. La journée en GMT+2 en bas de figure correspond au fichier de données brutes. Les allures des profils des journées sont visuellement semblables, il s'agit de les caractériser.

- Les journées thermiques sont tracées au-dessus des journées de 24h. Elles sont le séquencement et les niveaux de température agissant sur la faune. Reprises en l'état, elles deviennent aussi plus facilement analysables statistiquement.

  Le minimum de température du jour n T_{min1} survient en général durant la nuit et le minimum de température du jour n+1 T_{min2} survient en moyenne 24h après. Un maximum T_{max} se développe en relation avec la position du soleil au zénith. En recherchant ces minima, maxima et leurs horaires, ils deviennent des indices caractérisant les journées thermiques agissant sur le développement des populations et cela particulièrement pendant leurs périodes d'activité de mai à septembre. Cette journée thermique va être impactée finement par la dérive climatique. Elle peut devenir un moyen d'analyse pour suivre les conséquences de l'évolution climatique qui ne sont « que » de quelques degrés mais s'appliquent à un domaine de vie principal du vivant entre 10 et 30°C, sachant que la vitesse de développement est quasi linéaire entre 10°C et 30°C.

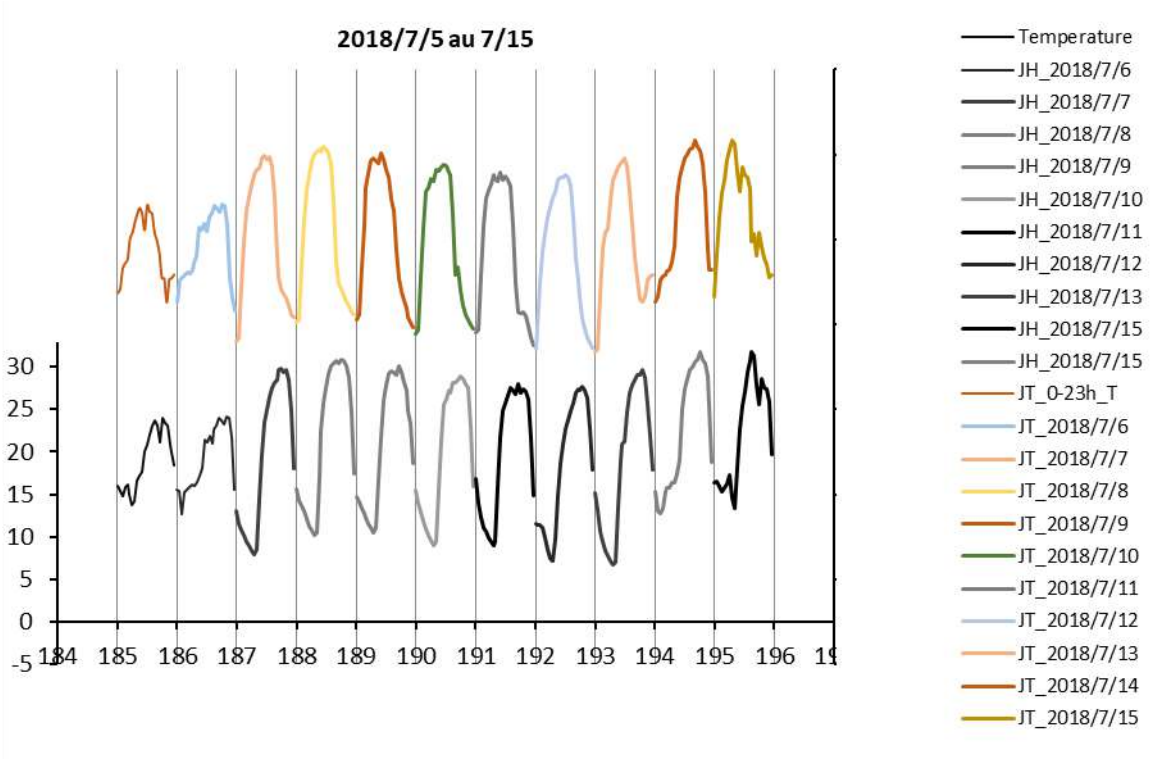


Fig. 52. Allures des profils de température des journées mesurées et « journée thermique » agissant sur la faune.

La paramétrisation des journées peut *a priori* donner des informations très fines. La littérature met en avant les évolutions de ces cycles en indiquant qu'elles présentent des asymétries, des aplatissements sensibles à l'évolution climatique qui est généralement résumé par une moyenne. Les moyennes par journées « GMT » écrasent et peuvent cacher leurs évolutions. Ainsi, le mécanisme de base étudié concerne la Couche Limite Atmosphérique (CLA) (MALLARD, 2017b ; DAVY *et al.*, 2017) : zone d'épaisseur de l'atmosphère où la surface terrestre lui est directement liée. Le soleil rayonne sur la surface du sol. Le terrain absorbe et renvoie en partie la chaleur dans l'espace. Le CO_2 dans l'air bloque cette ré-émission et réchauffe la couche CLA. Plus son épaisseur est faible et plus elle est facile à réchauffer par le sol au cours de la journée. L'épaisseur de la couche limite de la convection est une donnée de base dans l'asymétrie jour-nuit et sa réponse est très liée au CO_2. T_{min} évolue avec le changement de climat plus rapidement que le T_{max}. Une moyenne de 3° en plus peut être de 2° sur le T_{min} et 1 degré sur le T_{max}. L'arrivée des chaleurs est plus précoce. Le nombre de nuits froides diminue rapidement. La montée en température est rapide en début de jour car la CLA est faible, puis passe par un maximum et diminue lentement ensuite. D'où l'intérêt de conserver un modèle jour nuit asymétrique dans le modèle de la journée.

La journée thermique est un phénomène transitoire, cyclique en lien avec le flux thermique d'irradiation reçu et les propriétés locales du milieu, etc. Elle se superpose distinctement au profil thermique annuel à partir d'avril jusqu'en octobre. Elle varie en intensité dans l'année et sur le cours de la journée. Le profil moyen a au premier ordre une allure de sinusoïde qui est utilisée dans la littérature mais puisque qu'il montre aussi une asymétrie début/fin de journée, les lissages utilisent des fonctions par morceaux.

La Fig. 53 ci-contre est la journée du 5/7/2018 du site BROUS et correspond à un zoom de la figure précédente (Fig. 52). La température est en ordonnée à gauche et l'heure de la journée en abscisse. La courbe en noir avec des cercles sont les 24 données brutes en heure GMT. Les « soleils » sur le

graphique sont disposés au lever, zénith et coucher en heure GMT. Le minimum en température correspond dans ce cas pratiquement au lever du soleil, le maximum est de son côté décalé de 1h environ et le minimum qui va définir la journée thermique suivante survient 23 heures après. La courbe verte avec des carrés est la même courbe mais recalée à 0h, c'est la journée thermique à analyser.

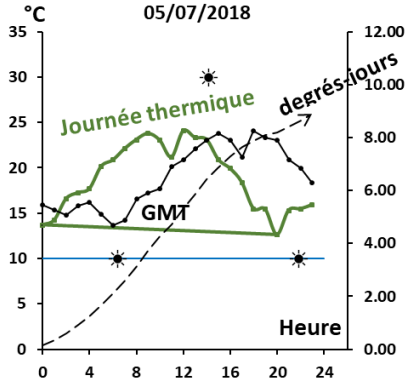


Fig. 53. Journée thermique et GMT du 5/7/2018 du site BROUS.

L'heure « tmin1 » de la température minimale « Tmin1 » de la journée « n » est distribuée autour de celle du lever du soleil « tr1 », en retard en général, ou en avance en fonction de données locales de la veille et du temps de réponse du milieu. La température « Tr1 » à l'heure du lever du soleil « tr1 » n'est donc pas identique à la température « Tmin1 » au temps « tmin1 ». Lors d'une journée type, significative en ensoleillement, la température augmente d'abord assez rapidement en lien avec la CLA mentionnée ci-dessus, elle passe par un maximum après le zénith puis décroît exponentiellement jusqu'au jour suivant. Cette analyse complémentaire sur la journée thermique est plus pertinente que la simple moyenne statistique d'une journée basée sur une journée de 24h afin de comprendre en conséquence la qualité de l'alternance jour-nuit agissant sur le développement de la faune. Elle correspond à l'analyse du mécanisme climatique agissant sur la biodiversité en prenant en compte la journée du lever du jour au coucher du soleil et la réponse du milieu avec son taux de CO_2 agissant en conséquence sur les espèces non pas seulement par le niveau mais par le profil.

Le profil thermique de la journée peut être résumé par 4 paramètres associés au jour j : température minimale du début de journée « Tmin1 », « Tr1 », par défaut la température minimale au lever du soleil, « Tmax » ou « Tz » température maximale de la journée ou par défaut la celle au zénith par défaut, et « Tmin2 » ou « Tr2 » (associées au jour suivant) température minimale du jour j+1 ou par défaut la température au lever du soleil du jour j+1. Cette dernière température « Tmin2 » permet de raccorder les courbes des profils journaliers. Sur le graphique, nous posons une courbe de base, une droite qui relie les températures minimales des 2 journées (droite en vert reliant les deux points sur la Fig. 53). Il peut y avoir 5 à 10°C de différence entre 2 journées. Et au-dessus de cette base, le phénomène thermique d'ensoleillement se met en place.

La fonction de lissage utilisée est basée sur une forme de Weibull qui est parmi les plus simples et qui respecte la donnée d'asymétrie et d'aplatissement, dont nous recherchons la mesure. La forme de Weibull est liée à une équation différentielle. Elle caractérise l'évolution autour d'un niveau en fonction du niveau lui-même avec une non linéarité. Elle semble plus adaptée que les formes discontinues de lissage en sinus et exponentielle utilisée dans la littérature et se rapproche de forme plus difficile à utiliser (UNDERWOOD, 2013). La Fig. 53 précédente mentionne avec des valeurs sur l'ordonnée de droite ce lissage de la journée dont on ne garde en fait que le cumul des degrés-jours qui correspond au mécanisme biologique de développement des espèces.

3.2.2 Comparaison du mésoclimat de 2017 et 2018

Au niveau du développement biologique, dans la fenêtre des températures de référence, l'accumulation des degrés heures ou jours est une courbe croissance rapidement de mai à octobre. D'après la littérature scientifique, ce développement se met en place principalement dans la plage de 10 à 30°C (DENNIS *et al.*, 1986 ; WAGNER *et al.*, 1991 ; GU & NOVAK, 2006 ; JAROSIK *et al.*, 2011 ; BONNEFOY, 2013 ; LYONS *et al.*, 2013 ; SCHMUCKI *et al.*, 2016). Les différentes classes de température agissant sur la faune et la flore se résument alors à :

- En dessous des températures moyennes des jours inférieures à 5°, le gel met les réactions biologiques en latence,
- 5 à 10°C, est la plage d'initiation des réactions biologiques,
- 10°C à 30°C correspond au développement de la faune et la flore avec une vitesse liée quasi linéairement à la température,
- 30°C à 35°C entraine un déclin du développement,
- >35°C plage léthale.

En résumé, le taux de développement par unité de temps des insectes obéit à des règles générales quasiment indépendantes des types d'espèces. Les vitesses de développement s'activent à partir de 5°C, croissent en fonction de la température entre 10°C et 30°C et décroissent ensuite (DENNIS *et al.*, 1986). Les températures en dessous de 10°C ont en marge un rôle particulier nécessaire de « repos ».

- Cumul des degrés heures

En Fig. 54, les journées en abscisse apportent de l'énergie, des degrés, heure par heure, qui vont se rajouter ensuite aux degrés de la veille, des degrés au-delà des 10°C, valeur de base pour le développement de la flore et la faune. La figure de gauche montre ce cumul de degrés-heures lors de 4 journées de l'année 2017 : 180 (30 juin) à 184 (4 juillet). La figure de droite correspond à l'ensemble des 365 jours de l'année de 2017.

Situés à 100km l'un et l'autre dans une zone climatique semblable, les deux sites étudiés BROUS et ARGEN présentent des valeurs de degrés-heures proches en 2017. La période estivale correspond à des variations d'amplitudes de degrés heures un peu plus importantes pour le milieu sec ARGEN (> 15 degrés-heure) sur une durée plus courte qui est caractérisée par l'exposant du modèle de lissage utilisé pour l'année (Fig. 54).

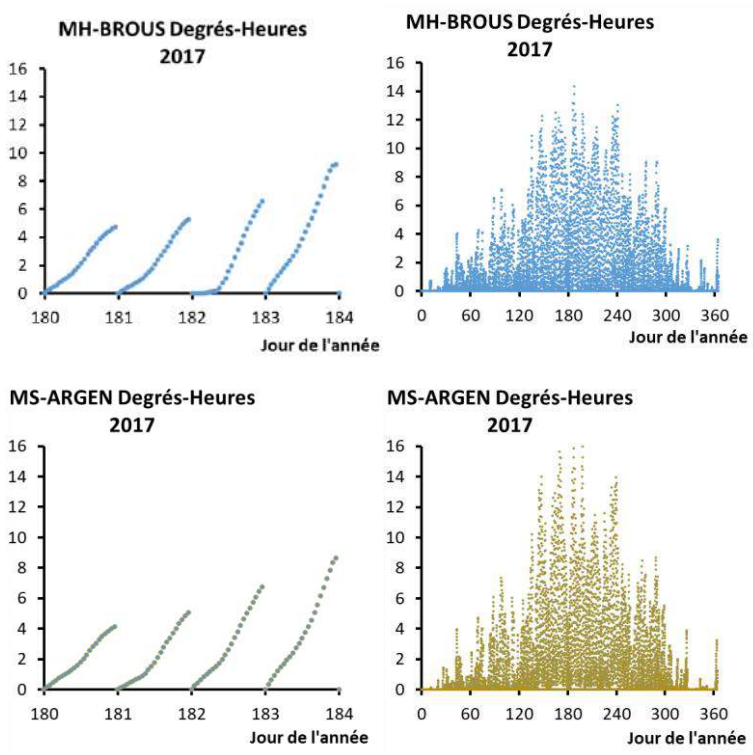


Fig. 54. 2017-Cumul par journée des degrés-heures au-dessus de 10°C pour chaque jour de l'année pour les sites de la lande Brousteyrot (BROUS) et Argentine (ARGEN).

- Cumul des degrés jours

Au niveau du développement biologique, dans la fenêtre des températures de référence, l'accumulation des degrés jours « °J » ou « DJ » est une courbe croissante de mai à octobre. Les degrés-jours correspondent au nombre de degrés dans la plage de 10°C à 35°C accumulés dans une journée. Les degrés-heures sont acquis sur une durée d'une heure. La somme des degrés-heures divisés par 24 donne des degrés-jours, la somme des degrés-jours sur l'année est de l'ordre de 1000 en Nouvelle Aquitaine, la somme des degrés-heure sur une journée est de l'ordre de 10. Les développements des différents stades des papillons par exemple demandent environ 100 degrés-jours. Une différence de 10% sur le cumul des degrés-jours annuels correspond ainsi directement à un manque ou un accroissement de ressources énergétiques pour faire aboutir les réactions enzymatiques d'un stade de développement.

En Fig. 55, sur la période de comparaison de janvier à août, les courbes de cumul des degrés jours de l'année 2017 est supérieur au cumul de l'année 2018 pour les deux sites d'étude BROUS et ARGEN (Test de Wilcoxon signé (α=0.05) : V=14749702, p< 0.0001 ; V=13335853, p< 0.0001) (Fig. 55). À la date de l'analyse, les données disponibles des stations météorologiques du site en 2018 s'arrêtent fin août (correspondant au dernier relevé des stations météorologiques).

Le cumul des degrés sur l'année montre une différence de l'ordre de 1 semaine pour atteindre le même niveau entre 2017 et 2018 et la différence est de 100 degrés-jours début juillet, cela correspond à l'ordre de grandeur de l'énergie nécessaire pour passer pour un insecte d'un stade à un autre. Les courbes se rejoignent fin août suggérant une année 2018 qui va dépasser 2017.

Sur cette illustration d'analyse, l'hypothèse est la suivante : 2017 est caractérisée plus généralement par un printemps plus chaud et 2018 un printemps moins chaud que l'année 2017. Cette hypothèse est confirmée par le rapport de Météo-France : pour l'année 2017 0.8°C au-dessus de la normale, déficitaire en pluie, vague de chaleur fin juin, début août (METEO-FRANCE, 2017).

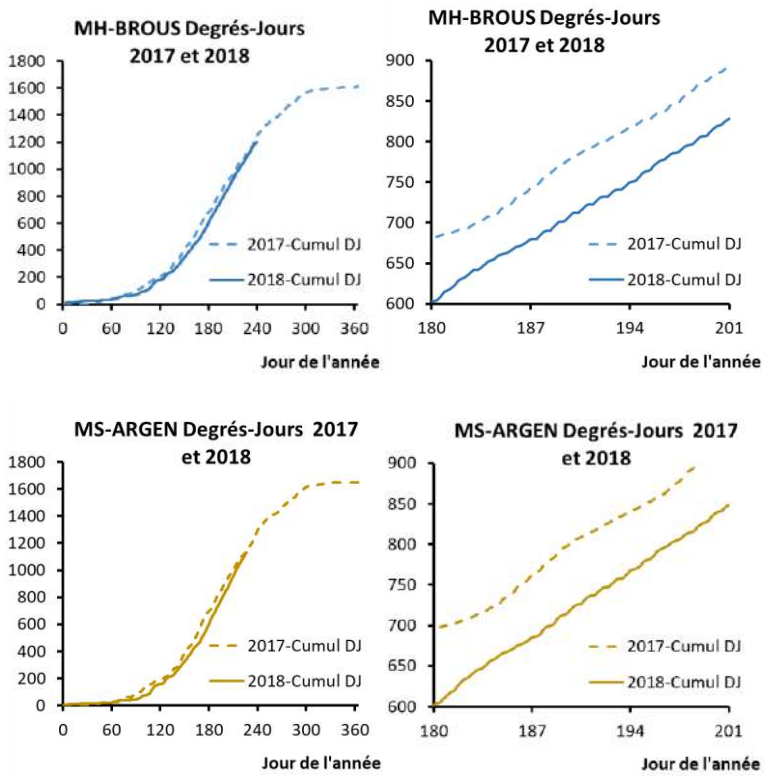


Fig. 55. Cumul degrés jours au-dessus de 10°C en fonction du jour des années (180=30 juin) en 2017 et 2018 pour les sites de la lande Brousteyrot (BROUS) et d'Argentine (ARGEN).

3.2.3 Relation climat-abondance de lépidoptères en 2017 et 2018 sur les sites

Les cumuls de degrés jours par année sont associables aux cumuls du nombre d'individus de lépidoptères. L'analyse est pertinente sur la période d'observations entre mai et août. Elle est illustrée ci-dessous toujours à partir des 2 sites de milieux secs et humides BROUS et ARGEN.

Les lépidoptères de landes humides sont observés sur des longueurs de transect de 200m et pour les pelouses calcicoles de 100m. Les comptages sur le terrain sont effectués tous les 15 ou 30 jours de mai à août. Le cumul des individus au cours du temps est fonction de la longueur des transects observés et du nombre de transects (cf. parties lépidoptères de pelouses calcicoles et de landes humides § 5.2 et 6.3).

Les tracés suivants dans les résultats donnent un cumul brut du nombre d'individus de lépidoptères en fonction du jour décimal de l'année de mai à août, pour l'année 2018, pour les 2 sites BROUS (7 dates, 4 transects de 200m, milieu humide) et ARGEN (4 dates, 6 transects de 100m, milieu sec) et pour l'année 2017 (4 dates et 4 transects dans les 2 sites) (Fig. 56). Puis, ces données sont divisées par le nombre de km parcourus (5.6 km pour BROUS et 2.4 km pour ARGEN) (Fig. 57) afin de les comparer à présence équivalente de dénombrement sur le site.

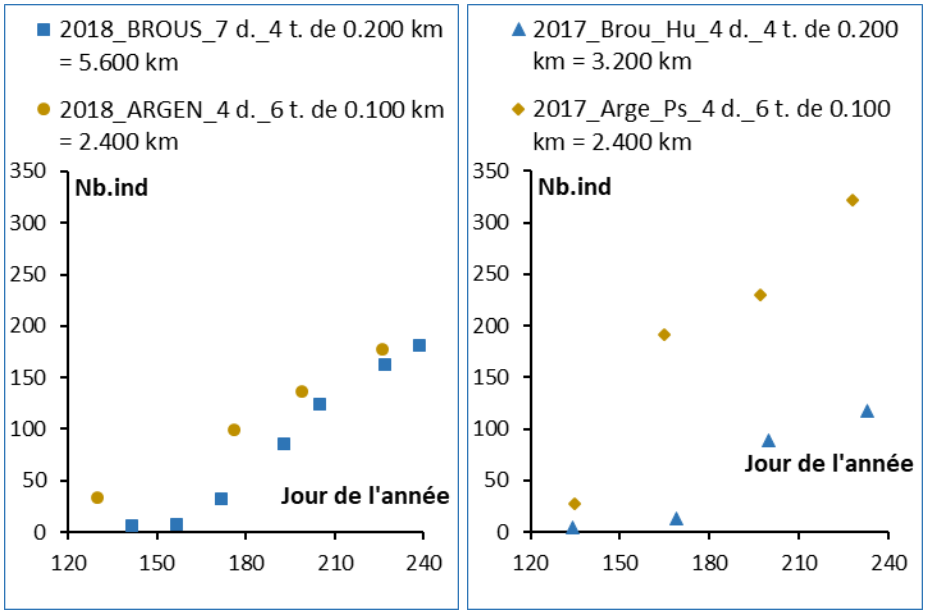


Fig. 56. Nombre d'individus de lépidoptères observés entre mai et août en 2017 et 2018.

Le cumul du nombre d'individus de lépidoptères observés dans le temps est lié à la longueur du transect et au nombre d'observations dans l'année. Les valeurs des données de terrain demandent à être rapportée à un nombre de km parcouru. Dans le temps de mai à début septembre, le cumul brut des individus est en conséquence divisé par le cumul de la distance observée dans le milieu afin d'éliminer les différences d'effort de dénombrement (MALLARD, 2017b) (Fig. 57).

Le nombre d'individus rapporté au nombre de km parcouru pour le site BROUS montre une valeur équivalente en 2018 à celle de 2017 et pour le site de milieu sec ARGEN un nombre d'individus plus important en 2017 qu'en 2018 (Test de Wilcoxon : V=131, p <0.0001 ; V=561 p <0.0001) (Fig. 57).

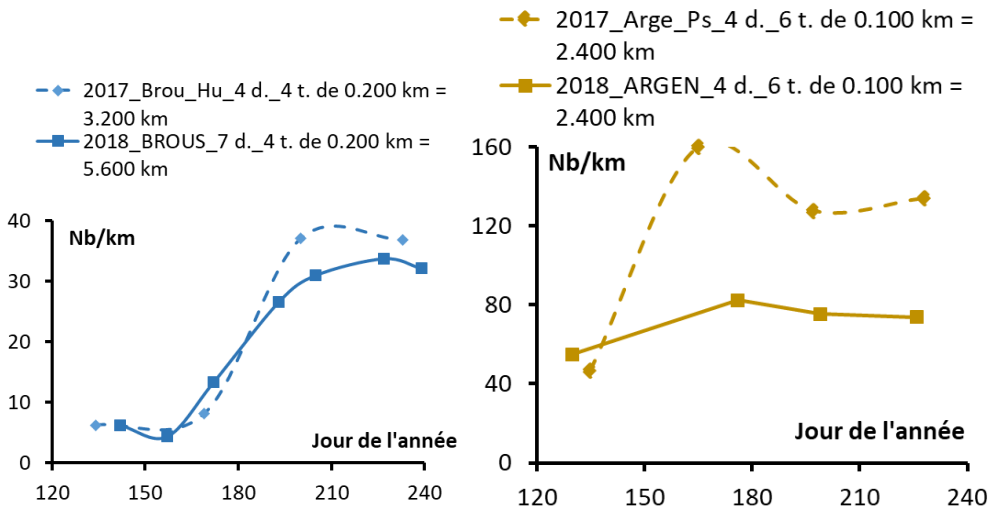


Fig. 57. Cumul des individus par km dans le temps sur les sites BROUS et ARGEN.

Dans les diagrammes à barre ci-dessous, pour les années 2017 et 2018, le cumul du nombre total d'individus sur l'ensemble des sites est mis à gauche (bâton bleu clair et jaune clair) et celui du nombre d'espèces est accolé à droite (bâton bleu foncé et jaune foncé) ceci pour tous les sites des milieux humides et des milieux secs. La comparaison entre les milieux secs et humides permet de mettre en évidence un nombre d'individus et d'espèces plus faible pour les milieux humides sur les deux années (Fig. 58–Fig. 59).

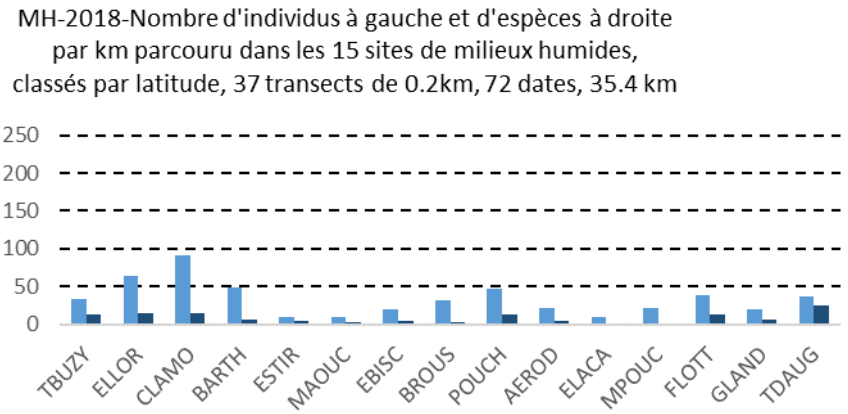


Fig. 58. Nombre d'individus et d'espèces par km parcouru dans les 15 sites de milieux humides en 2018.

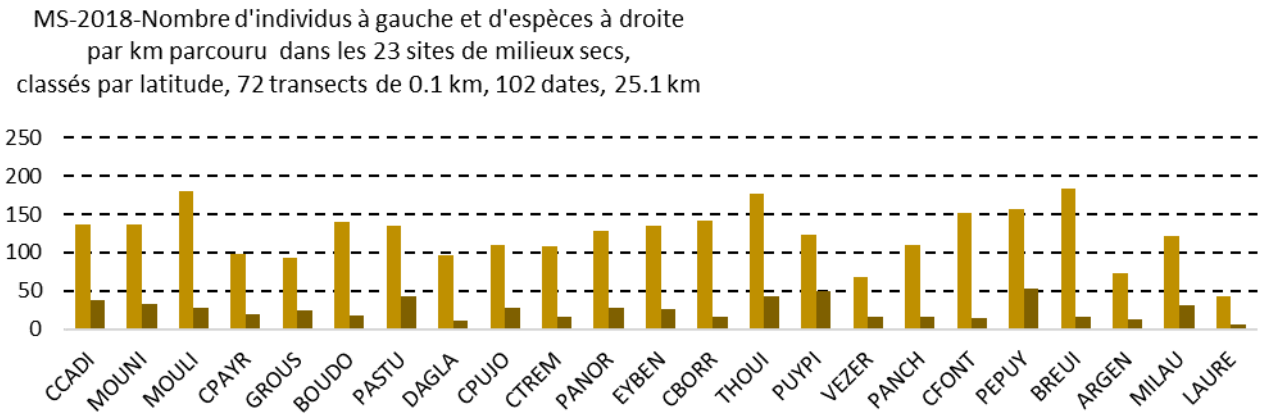


Fig. 59. Nombre d'individus et d'espèces par km parcouru dans les 23 sites de milieux secs en 2018.

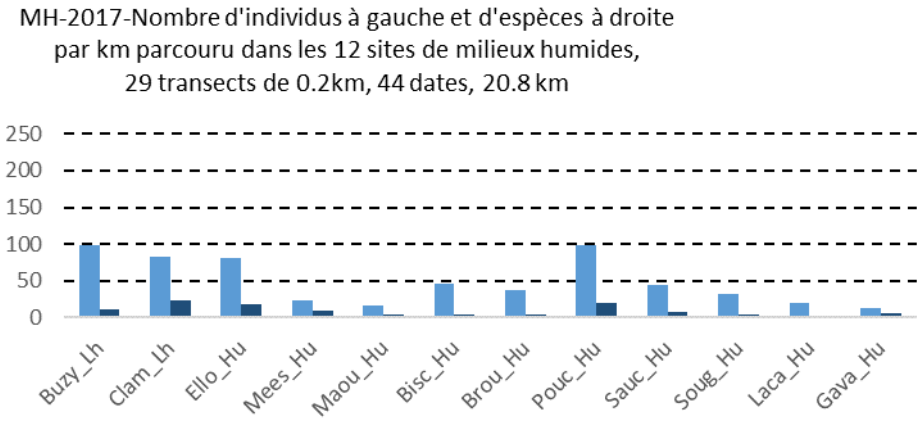


Fig. 60. Nombre d'individus et d'espèces par km parcouru dans les 12 sites de milieux humides en 2017.

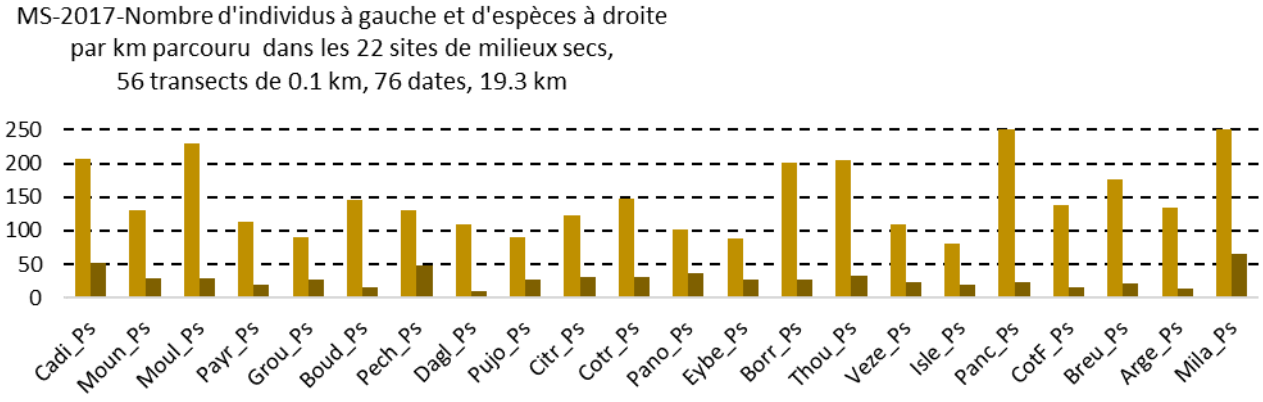


Fig. 61. Nombre d'individus et d'espèces par km parcouru dans les 22 sites de milieux secs en 2017.

3.2.4 Relation climat-diversité spécifique des lépidoptères de 2017 et 2018

Les profils de diversité spécifique sont des graphiques calculés à partir des abondances de chaque espèce (CHIU *et al.*, 2014a). Le profil (Fig. 62–Fig. 63) est décrit par une fonction incluant un paramètre q, dit « d'indifférence aux espèces rares » (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; CHAO & CHIU, 2016). Plus q est grand et moins les espèces rares sont prises en compte. Le profil caractérise en résumé l'hétérogénéité des abondances relative des espèces (MALLARD, 2016b) et il est une image de la fragilité du milieu dans la mesure où à nombre d'espèces égal plus le profil est plat et plus il est stable. Les résultats des profils de diversité des milieux secs et humides et des deux sites d'étude (développés dans le §5.2 et §6.3) sont reliés aux résultats des profils de degrés jours obtenus à partir des stations météorologiques. L'analyse des profils est un complément au bilan du nombre d'espèces.

Pour q=0, le nombre d'espèce est D0 et pour q=infini (8 en pratique), le nombre d'espèces est Dinf. Sur les figures Fig. 62–Fig. 63 à gauche, le tracé du nombre d'espèces D varie en fonction de q de D0 à Dinf. En regard à ce profil, afin de révéler la courbure du profil de façon indépendante du nombre d'espèces, un tracé donne non pas D mais une valeur dite adimensionalisée D*=(D–Dinf)/(D0–Dinf) (Fig. 62–Fig. 63 à droite). Cette donnée est alors comparable entre un site. L'allure de D* pourrait être une mesure de la fragilité, de stabilité, d'homogénéité de l'écosystème car un profil plat à nombre d'espèces égales a un potentiel de variabilité faible, il est statistiquement plus résistant aux pressions.

Sur la Fig. 62 à gauche, l'allure de la courbe du profil de la diversité spécifique du site BROUS en nombre d'espèces est peu différente entre 2017 et 2018. Les milieux humides de l'ensemble des sites MH en 2017 et 2018 montrent en valeur absolue une différence entre les deux années.

L'allure des profils de diversité du site ARGEN et des sites milieux secs est identique en 2017 et en 2018 (Fig. 63). La diversité des milieux secs est plus importance que celle des milieux humides.

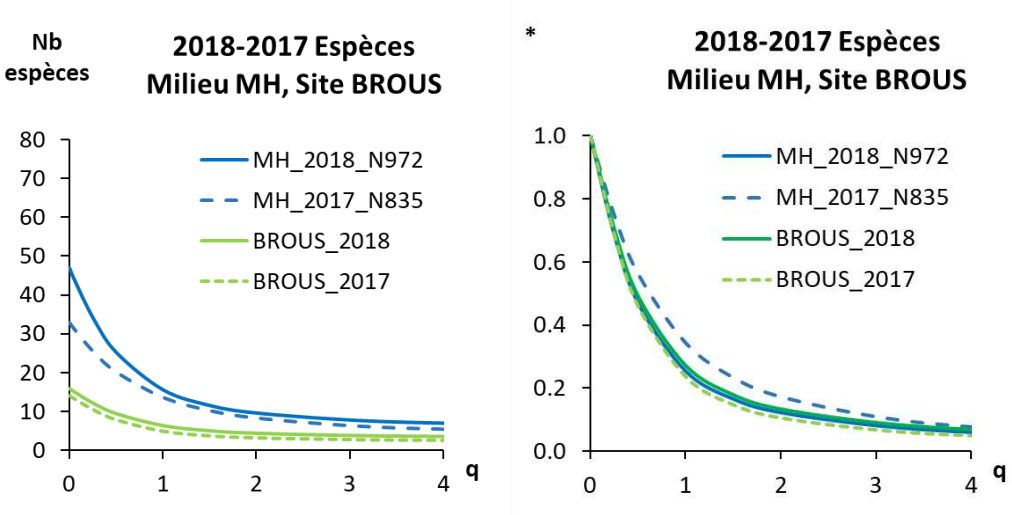


Fig. 62. Profil de diversité du nombre d'espèces D (à gauche) et D* (à droite) du site BROUS en 2017 et 2018.

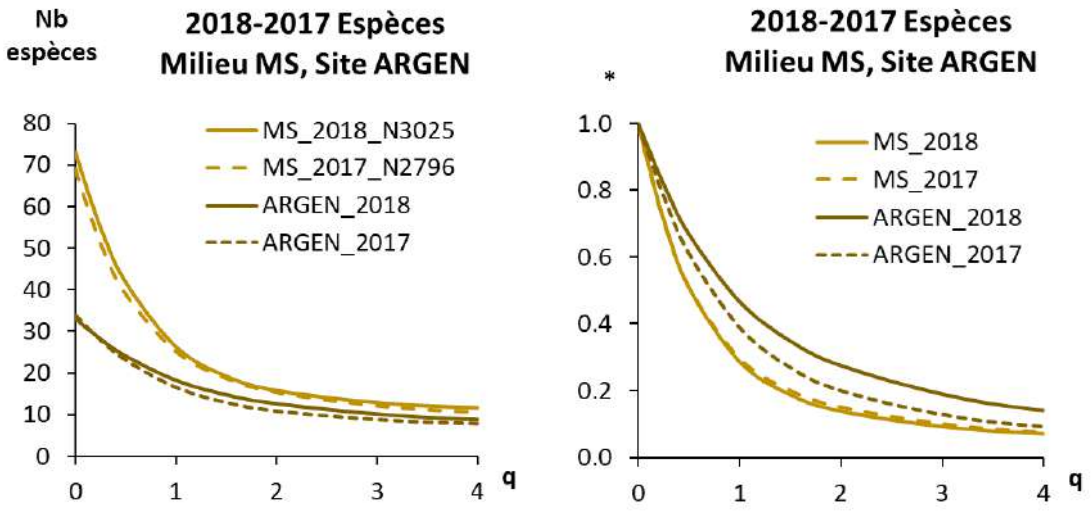


Fig. 63. Profil de diversité du nombre d'espèces D (à gauche) et D* (à droite) du site ARGEN en 2017 et 2018.

3.3 Discussion

3.3.1 Réseau de stations météorologiques 2018

L'année 2016 a permis la mise en place du réseau de stations météorologiques qui a été complété en 2017 et en 2018. L'année 2019 permettra de compléter les derniers sites à équiper.

Les deux premières années 2017–2018 de contrôle et maintenance des stations météorologiques dans des milieux extrêmes comme en montagne montrent qu'environ une dizaine de stations sont dégradées par an par les conditions environnementales, l'écobuage et par les animaux sauvages ou de pâturage (fils rongés).

Les stations météorologiques sont situées à 1 m 10–30 du sol, au-dessus du couvert végétal du sol. L'étude de Graae *et al.* (2012) montre qu'il est important de tenir compte de la différence de température qu'il peut y avoir entre la température mesurée à partir d'une station météorologique et celle mesurée directement à la surface du sol. En effet, beaucoup de processus écologiques s'y produisent ou juste au-dessus du sol. La radiation absorbée au niveau de la surface du sol est souvent plus importante et en conséquence la température de la surface du sol peut être plus importante que la température de l'air (ARMBRUSTER *et al.*, 2007 ; BENNIE *et al.*, 2008). La végétation peut aussi modifier le microclimat en ombrageant, en modifiant l'effet du vent et/ou en tant qu'isolant (CAVIERES *et al.*, 2007 ; KÖRNER, 2007 ; SUGGITT *et al.*, 2011).

Dans l'étude de Graae *et al.* (2012), les températures des stations météorologiques ont été comparés le long d'un gradient altitudinal et d'un gradient latitudinal avec des données provenant de capteurs de température sur le sol. Les températures moyennes annuelles obtenues par les stations météorologiques sont entre 3,8°C plus basses et 1,6°C plus hautes que celles enregistrées par les capteurs sur le sol. Les températures moyennes mensuelles y sont plus chaudes de 10°C ou plus froides de 5°C que celles de la surface du sol. Les variations au sein des sites sont aussi importantes en ordre de grandeur que celles d'un changement d'altitude de 300m, d'un changement de 4°C en latitude ou encore que celle de l'application d'un des scénarios du changement climatique correspondant à un

réchauffement de 1,6–3,8°C. Par conséquent, ces différences introduites par le découplage sont significatives pour une perspective d'étude sur le changement climatique. Les résultats de ce travail démontrent le besoin d'incorporer en paramètres les variations microclimatiques lors d'études le long d'un gradient altitudinal et/ou latitudinal (GRAAE *et al.*, 2012).

Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, le réseau a ainsi été complété cette année de 15 stations météorologiques disposées à 10–50 cm du niveau du sol pour les études en écophysiologie pour le Lézard ocellé en milieu dunaire, les lépidoptères en milieu sec, les lépidoptères, la Rainette ibérique et verte, le Lézard vivipare, la Vipère péliade en milieu humide. À partir de ces mesures complémentaires, l'année prochaine, une évaluation de la représentativité des mesures des stations mesurant la température de l'air sera réalisée comme pour l'étude de de Graae *et al.* (2012). À partir de données de température de l'air près du sol, des calculs thermiques en régime transitoire sont également disponibles et permettent également l'accès aux températures du sol, voire dans le sol (ex. ZHENG *et al.*, 1993 ; BROWN *et al.*, 2000). Les calculs de radiation directe sur le sol sont disponibles en complément à partir de données satellitaires (CHIU *et al.*, 2014b). Ces données pourront également compléter les analyses sur la relation espèces sentinelles–climat.

3.3.2 Analyses mécanistiques et statistiques sur la relation climat–lépidoptères

Une démarche mécanistique et statistique a été initiée sur la relation mésoclimat (température)–lépidoptères. Les températures et humidités maximales ou minimales, la courbe du cumul des degrés–jours sur l'année, l'analyse des profils des journées sur un plan thermique sont autant de paramètres à mettre en lien avec les taux d'évolution, les abondances des individus, les taux d'évolution des espèces, etc. En 2017, un premier plan d'analyse mécanistique a été proposé (MALLARD, 2017b). Cette méthodologie d'analyse a été approfondie cette année et appliquée en exercice sur l'étude de la relation entre les suivis lépidoptères et les mesures des stations météorologiques (uniquement température) sur deux sites d'étude en milieu sec et humide.

L'analyse de Météo–France sur l'ensemble de l'année montre qu'en référence aux moyennes 1981–2010, l'année 2018 a été la plus chaude en bilan de fin d'année. L'arrivée des températures chaudes lors de l'année 2017 a de son côté été plus précoce. L'année 2017 a été plus sèche que 2018. Les deux années se classent parmi les plus chaudes de la décennie. « L'année 2017 a été marquée par des températures supérieures aux valeurs saisonnières. Seuls les mois de janvier et septembre ont été plus frais que la normale. Les mois de février, mars et juin ont été particulièrement chauds, bénéficiant de températures en moyenne plus de 2 °C au–dessus des normales. Le printemps et l'été 2017 ont même été les 2es plus chauds jamais observés depuis 1900. La température moyenne annuelle de 13,4 °C a dépassé la normale de 0,8 °C, plaçant l'année 2017 au 5e rang des années les plus chaudes » (METEO–FRANCE, 2018b). Le cumul des degrés–jours acquis dans les stations locales de BROUS et ARGEN indiquent un retard d'une semaine de l'année 2018 par rapport à l'année 2017 ce, jusqu'à la fin août donc ces résultats sont en lien avec les données des stations de Météo–France. Suite aux analyses des mesures de stations météorologiques, notre hypothèse est la suivante : 2017 est caractérisé par un printemps–été plus chaud représentatif d'un réchauffement, et 2018 un printemps–été moins chaud que l'année 2017.

Le cumul des degrés sur l'année montre une différence de l'ordre de 1 semaine pour atteindre le même niveau entre 2017 et 2018 et la différence est de 100 degrés–jours début juillet, cela correspond à l'ordre de grandeur de l'énergie nécessaire pour passer pour un insecte d'un stade à un autre. Les dénombrements d'individus de lépidoptères dans la période de mai jusqu'à la fin août sont plus

importants en 2017 qu'en 2018 dans le milieu sec du site Plateau d'Argentine. Le réchauffement du climat sur les milieux secs entrainerait une augmentation très nette du nombre de lépidoptères sur site. Sur cette campagne de deux années de surveillance, le retard d'apparition des individus et donc des espèces du site humide est de 1 mois entre le site humide et le site sec. Les lépidoptères de milieu humide seraient plus sensibles à un réchauffement du mésoclimat. La diversité spécifique n'est pas modifiée pour le milieu sec. Au contraire, les espèces de lépidoptères de landes humides sont impactées par un réchauffement du mésoclimat. Globalement, la comparaison entre les résultats milieu sec et humide montre une fragilité des espèces de lépidoptères au réchauffement de température sur la période printemps–été suggérant une sensibilité dans le futur plus importante au changement climatique.

Ces premiers résultats exploratoires sur ces deux sites sont des hypothèses à confirmer sur l'ensemble des sites de suivis, sur plusieurs années et également à compléter avec l'analyse les données d'humidité relative. Des premières analyses statistiques non paramétriques de Wilcoxon ont été utilisées. Elles seront complétées les années suivantes par des méthodes de régression les plus utilisées (GLM, GAM, etc.) (CARVALHO *et al.*, 2010). Le Modèle linéaire généralisé, GLM, permet l'évaluation de la relation entre le changement climatique et la présence/absence ainsi que l'abondance des populations (faune et flore), par exemple, étude de Rafferty (2011) sur la relation entre la floraison–pollinisateurs dans le cadre d'un changement de climat.

4. Suivis des indicateurs biologiques des écosystèmes dunaires

4.1 Communautés végétales des dunes littorales non boisées

Les communautés végétales des dunes littorales non boisées n'ont pas été suivies en 2018. Le délai entre chaque campagne de suivis a été fixé à 6 ans. Les précédentes campagnes ont eu lieu lors des années 1997, 2003, 2009 et 2015, la prochaine est donc prévue pour l'année 2021 (MALLARD, 2017b).

4.2 Lézard ocellé (Timon lepidus)

Auteur : Maud Berroneau, Contributeur : Mégane Chaplet

Le Lézard ocellé est une espèce thermophile qui colonise la quasi-totalité du milieu dunaire entre l'embouchure de l'Adour et la pointe du Verdon-sur-Mer (MALLARD, 2017b).

Les habitats préférentiels du Lézard ocellé se trouvent en dune grise. Ces milieux fragiles sont soumis à différents risques et perturbations dû au changement climatique (érosion, vague submersive, etc.) (LE TREUT, 2013). Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur le Lézard ocellé sont donc :

- Mouvement et extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables
- Adaptation éco-physiologique jusqu'à un certain seuil

L'objectif du suivi de cet indicateur est la mise en évidence d'une tendance évolutive de la répartition et de l'abondance du Lézard ocellé en lien avec d'éventuelles variations climatiques.

4.2.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

L'abondance du Lézard ocellé a fait l'objet d'un travail important entre 2008 et 2012 par Cistude Nature (BERRONEAU, 2012). Un système de suivi sur placettes avait été mis en place. Les sites sélectionnés ici reposent sur le protocole existant, reconduit lors de ce programme, en coordination avec les placettes ONF et ainsi couplé aux autres relevés faune/flore en milieu dunaire (MALLARD, 2017b).

Une partie du Littoral en nord Landes ne comporte pas de placette car il s'agit d'une zone militaire dont l'accès est restreint et interdit lors des essais de munitions, malgré la présence de populations connues de Lézard ocellé sur ce secteur. Ne permettant pas le respect du protocole (nombre et fréquence des passages d'observation), ce secteur n'a pu être retenu pour l'étude. Une absence d'information est donc visible cartographiquement sur cette zone, bien que les populations de Lézard ocellé y soient importantes.

Lors de la visite de pré-suivi en début de saison 2017 (début Mars 2017), certaines placettes ont été déplacées de quelques mètres pour s'ajuster au profil de la dune, à la potentialité en habitats favorable. En effet, le littoral et le système dunaire en particulier, sont soumis aux aléas climatiques

saisonniers (tempêtes, vagues submersives, etc.). Ils subissent une érosion parfois si importante que certains secteurs géolocalisés abritant du Lézard ocellé se retrouvent en une nuit dans l'océan. Ainsi, une surveillance annuelle des placettes listées se fait avant chaque début de saison afin de vérifier leur existence et leur caractère favorable à l'espèce. Dans le cas où les changements climatiques ont modifié drastiquement les conditions d'accueil d'une placette pour le Lézard ocellé ou ont fait disparaître une placette suivie, une placette équivalente est redéfinie dans la mesure du possible avec la même latitude.

Cela a été encore le cas en 2018 pour 17 placettes (Gironde et Landes). La période très sèche de l'hiver 2016 à l'automne 2017, les intempéries de l'hiver 2017-2018 puis le printemps plus arrosé de 2018 ont modifié en quelques mois certains profils de dune le long du littoral, ou ont favorisé l'expansion d'un type de végétation (ex : fougères, très couvrantes) par rapport à d'autres (Fig. 64). Ainsi, les premières visites de terrain 2018 ont mis en lumière l'avancement ou au contraire le recul de la dune sur certains secteurs ainsi que la modification drastique d'habitats sur certaines placettes. Le décalage de placettes, de quelques mètres, permet de resituer la placette dans un contexte d'accueil favorable au Lézard ocellé.

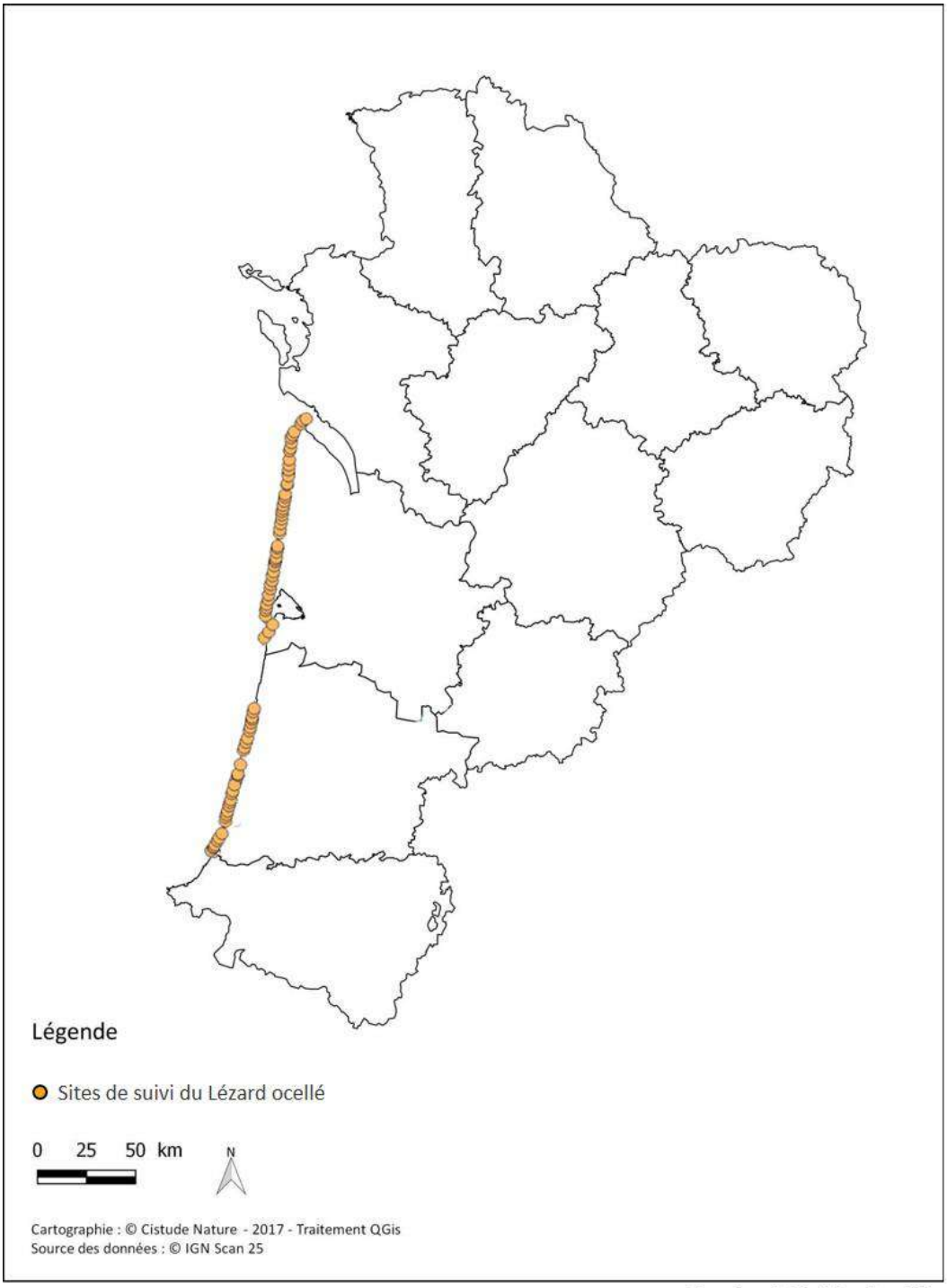


Fig. 64. Recul de la dune blanche dans l'hiver 2017-2018 sur placette LO_3324 en Gironde (à gauche) et sur placette LO_4011 dans les Landes (à droite).

L'étude du Lézard ocellé se cantonne aux départements de la Gironde et des Landes, car les populations de l'intérieur des terres (Dordogne, Lot-et-Garonne, Charente-Maritime) ont une écologie et des habitats différents des populations dunaires suivies, répondant ainsi à d'autres problématiques de conservation. Il en est de même pour les populations de l'ile d'Oléron qui sont soumises à un phénomène insulaire particulier influant sur le dynamisme des populations (MALLARD, 2017b).

- Description des sites choisis

Les sites sont répartis selon la distribution connue du Lézard ocellé entre les départements de la Gironde et des Landes : 79 placettes sur l'ensemble du cordon dunaire (depuis la dune blanche jusqu'à la frange forestière) (Fig. 65) (MALLARD, 2017b). Niveau terminologie, pour ce suivi Lézard ocellé et dans la suite du rapport, un « site » équivaut à une « placette ».



Sites de suivi du Lézard ocellé :
Situation géographique des sites d'étude en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 65. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi Lézard ocellé en milieu littoral dunaire.

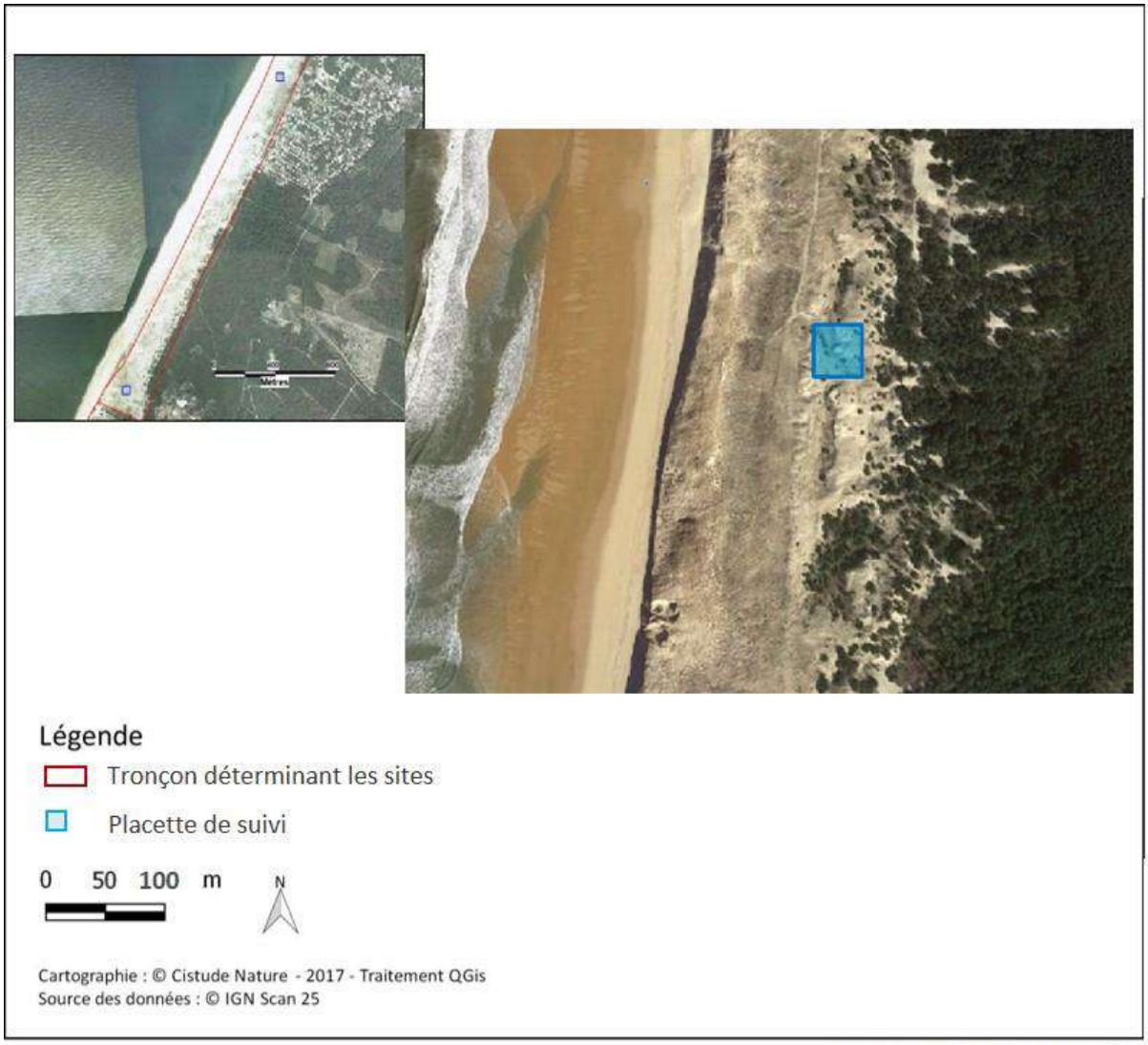
Comme expliqué précédemment, les visites de terrain du début de saison printanière sont l'occasion de faire état de la situation de chacune des placettes et de leur qualité d'accueil pour le Lézard ocellé. Si suite à des intempéries hivernaux ou des modifications drastiques de l'habitat (invasion de fougères ou mise à nu complète de la placette), la placette se trouve profondément modifiée au niveau de ses habitats et de sa disponibilité en gites, un décalage de quelques mètres jusqu'à la zone jouxtant la plus propice à l'accueil du Lézard ocellé est effectuée. Dans le tableau ci-après sont synthétisées les placettes concernées par une modification des coordonnées GPS en 2018 (Tab. XII).

Tab. XII. Localisation des placettes repositionnées en début de saison 2018

Placettes	Coord NO Lat	Coord NO Long	Coord NE Lat	Coord NE Long	Coord SO Lat	Coord SO Long	Coord SE Lat	Coord SE Long
LO_33_47	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_33_42	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_33_40	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_33_38	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_33_23	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_33_22	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_33_19	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_32	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_30	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_29	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_28	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_26	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_22	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_09	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_08	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_07	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
LO_40_06	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Les points d'échantillonnages Lézard ocellé correspondent aux placettes individuelles. Le protocole de suivi est basé sur un comptage de l'espèce sur chacun des sites d'études, c'est-à-dire sur chacune des placettes précédemment listées. Les placettes de 50 x 50 mètres sont réparties sur l'ensemble du littoral aquitain. Une carte et un numéro sont attribués à chaque placette (Fig. 66) (MALLARD, 2017b).



Sites de suivi du Lézard ocellé :
Exemple de disposition des placettes de suivi

Fig. 66. Exemple de disposition des placettes littorales (Lézard ocellé)

Ainsi 79 placettes de suivi sont disposées et réajustées annuellement le long du littoral aquitain.

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Le Lézard ocellé est une espèce dont le principal comportement observable est l'activité d'insolation. Cette espèce ectotherme a besoin de se chauffer au soleil afin de réguler sa température interne. La prospection du Lézard ocellé consiste en l'observation directe de l'espèce, mais également en la recherche de ses indices de présence (traces de pattes dans le sable et fèces caractéristiques), et de ses abris potentiels (MALLARD, 2017b).

L'application du protocole type « POP Reptile » (élaboré au niveau national par un collège scientifique : SHF, MNHN, EPHE Montpellier, ONF) (LOURDAIS & MIAUD, 2016) permet une estimation fine de la présence ou de l'abondance du Lézard ocellé. Cette abondance peut être mise en relation avec

des facteurs extérieurs (évolution des températures, etc.) et peut être comparée d'une année sur l'autre.

Il est préconisé d'attendre 10 minutes après l'arrivée de l'observateur sur la placette pour commencer l'observation effective et les relevés en cas de perturbations et/ou fuite des lézards présents à l'arrivée de l'observateur.

Chaque placette est parcourue trois fois pendant 20min au cours de la saison d'activité de l'espèce. Après une approche discrète et une recherche visuelle aux jumelles pendant 10 minutes, l'observateur parcourt la placette le de manière aléatoire pendant 10 minutes à la recherche d'indices de présence (traces, crottes, mues). Chaque observation est notée et quantifiée pour chaque relevé et chaque placette. D'autres informations, tels que les indices de présence de Lapin de Garenne, sont également notées (MALLARD, 2017b).

- Conditions météorologiques requises

Les placettes doivent être prospectées préférentiellement en matinée lors de conditions météorologiques favorables, de **mars à fin juin** (période d'activité du Lézard ocellé) (MALLARD, 2017b).

Les recommandations pour les conditions météorologiques favorables à l'observation des Lézards ocellés sont les suivantes :

- Préférer une température moyenne (éviter température trop fraîche notamment en début de saison [<15°C] ou à l'inverse trop élevée en été [>27°C]) ;
- Eviter les jours à couverture nuageuse importante et pluvieux ;
- Vent faible.

En début de saison, et en fonction de la météorologie, les relevés peuvent être réalisés toute la journée. Les horaires optimaux préconisés se situent généralement après 10h du matin en début de saison (mars à mai), et entre 9h30 et 11h ou entre 16h30 et 19h en fin de saison (juin à septembre).

- Nombre de campagne de relevés

L'ensemble des placettes est prospecté 3 fois durant la saison d'activités (de mars à juin), avec un intervalle d'au moins 2 semaines entre les passages (Tab. XIII–Tab. XIV).

Tab. XIII. Dates des suivis 2018 du Lézard ocellé en milieu dunaire.

id_placette	Session 1 – 2018		Session 2 – 2018		Session 3 – 2018		Observateurs
	date	heure	date	heure	date	heure	
LO_33_01	18/05/2018	11h35	13/06/2018	11h20	12/07/2018	10h05	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_02	18/05/2018	12h55	13/06/2018	12h15	12/07/2018	11h09	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_04	29/03/2018	16h20	13/06/2018	15h35	12/07/2018	14h31	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_05	29/03/2018	15h20	13/06/2018	16h32	12/07/2018	15h19	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_06	29/03/2018	13h50	14/06/2018	10h21	13/07/2018	9h26	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_07	22/03/2018	14h45	16/05/2018	13h10	14/06/2018	11h09	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_08	16/05/2018	10h45	14/06/2018	12h14	13/07/2018	10h42	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_09	22/03/2018	12h15	25/05/2018	12h48	13/07/2018	11h45	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_10	19/04/2018	14h14	22/06/2018	9h40	11/07/2018	9h43	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_11	19/04/2018	12h56	22/06/2018	10h42	11/07/2018	10h40	CHAPLET Mégane (CN)

id_placette	Session 1 – 2018		Session 2 – 2018		Session 3 – 2018		Observateurs
	date	heure	date	heure	date	heure	
LO_33_12	19/04/2018	11h41	22/06/2018	12h32	11/07/2018	12h52	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_13	02/05/2018	14h14	22/06/2018	14h04	11/07/2018	14h27	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_14	02/05/2018	14h54	22/06/2018	14h48	11/07/2018	15h05	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_15	17/04/2018	16h34	15/06/2018	10h25	06/07/2018	15h04	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_16	17/04/2018	15h01	15/06/2018	9h45	06/07/2018	15h43	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_17	17/04/2018	13h26	15/06/2018	12h06	17/07/2018	10h26	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_18	17/04/2018	11h43	15/06/2018	11h37	17/07/2018	9h50	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_19	02/05/2018	12h01	25/06/2018	11h17	24/07/2018	8h18	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_20	06/04/2018	13h40	25/06/2018	12h12	24/07/2018	9h03	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_21	06/04/2018	11h27	16/05/2018	17h08	17/07/2018	11h42	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_22	05/04/2018	15h08	25/06/2018	13h43	24/07/2018	11h05	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_23	04/04/2018	11h53	26/06/2018	8h58	24/07/2018	10h05	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_24	05/04/2018	13h27	07/06/2018	15h40	17/07/2018	13h01	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_25	13/04/2018	14h41	02/07/2018	10h50	25/07/2018	8h13	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_26	13/04/2018	13h35	25/06/2018	10h23	25/07/2018	8h50	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_27	18/04/2018	12h15	25/06/2018	11h43	25/07/2018	9h59	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_28	18/04/2018	14h23	25/06/2018	12h58	27/07/2018	10h57	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_29	18/04/2018	15h26	25/06/2018	13h48	02/08/2018	8h01	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_30	07/05/2018	11h55	06/07/2018	11h30	02/08/2018	10h56	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_31	07/05/2018	13h25	06/07/2018	12h27	02/08/2018	10h10	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_32	07/05/2018	14h26	06/07/2018	13h05	02/08/2018	10h56	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_33	08/06/2018	17h13	06/07/2018	10h01	19/07/2018	14h34	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_34	08/06/2018	16h04	06/07/2018	9h27	19/07/2018	15h05	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_35	08/06/2018	14h15	03/07/2018	14h27	19/07/2018	13h01	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_36	27/04/2018	15h25	03/07/2018	12h25	19/07/2018	12h14	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_37	27/04/2018	14h18	03/07/2018	11h14	19/07/2018	11h25	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_38	27/04/2018	12h55	07/06/2018	13h15	18/07/2018	12h27	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_39	27/04/2018	11h23	29/06/2018	12h08	03/08/2018	13h13	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_40	04/05/2018	16h19	29/06/2018	11h35	03/08/2018	12h05	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_41	20/04/2018	14h55	11/06/2018	15h36	03/08/2018	11h28	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_42	08/06/2018	11h00	03/07/2018	9h40	03/08/2018	10h00	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_43	20/04/2018		29/06/2018	10h29	18/07/2018	11h03	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_44	20/04/2018	11h57	08/06/2018	11h58	04/07/2018	12h22	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_45	20/04/2018	13h10	08/06/2018	12h30	04/07/2018	11h43	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_46	04/05/2018	14h45	11/06/2018	14h07	04/07/2018	11h02	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_47	04/05/2018	13h45	11/06/2018	13h14	04/07/2018	10h10	CHAPLET Mégane (CN)
LO_33_48	04/05/2018	11h43	11/06/2018	12h32	04/07/2018	9h25	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_01	22/05/2018	12h43	27/06/2018	17h28	31/07/2018	10h06	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_02	22/05/2018	13h48	19/06/2018	14h48	31/07/2018	10h55	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_03	22/05/2018	14h24	27/06/2008	16h53	31/07/2018	11h19	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_04	22/05/2018	15h46	27/06/2018	15h58	31/07/2018	11h56	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_05	22/05/2018	16h58	27/06/2018	15h04	31/07/2018	12h52	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_06	29/05/2018	17h28	27/06/2018	14h08	31/07/2018	13h43	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)

id_placette	Session 1 – 2018		Session 2 – 2018		Session 3 – 2018		Observateurs
	date	heure	date	heure	date	heure	
LO_40_07	31/05/2018	15h23	27/06/2008	13h10	31/07/2018	14h31	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_08	31/05/2018	16h45	27/06/2018	12h07	31/07/2018	15h30	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_09	31/05/2018	17h41	27/06/2018	11h25	31/07/2018	16h04	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_10	20/06/2018	11h53	09/07/2018	10h20	31/07/2018	16h50	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_11	20/06/2018	13h02	09/07/2018	11h17	31/07/2018	17h40	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_12	20/06/2018	16h10	09/07/2018	12h47	01/08/2018	8h19	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_13	20/06/2018	19h09	09/07/2018	13h40	01/08/2018	8h56	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_14	20/06/2018	19h50	09/07/2018	14h45	31/07/2018	18h29	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_15	21/06/2018	8h24	09/07/2018	15h49	31/07/2018	19h16	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_16	21/06/2018	9h07	09/07/2018	16h40	01/08/2018	9h59	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_17	21/06/2018	9h58	09/07/2018	17h28	01/08/2018	10h45	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_18	21/06/2018	10h58	10/07/2018	8h06	01/08/2018	18h23	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_19	21/06/2018	11h52	09/07/2018	18h20	01/08/2018	11h29	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_20	21/06/2018	12h35	10/07/2018	9h27	01/08/2018	12h06	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_21	21/06/2018	13h31	10/07/2018	10h48	01/08/2018	13h26	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_22	06/06/2018	15h30	10/07/2018	12h35	01/08/2018	14h59	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_23	06/06/2018	16h48	10/07/2018	13h45	01/08/2018	16h14	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_24	06/06/2018	12h28	10/07/2018	14h58	01/08/2018	17h16	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_25	06/06/2018	13h41	10/07/2018	15h42	06/08/2018	13h08	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_26	05/06/2018	11h20	19/06/2018	11h32	23/07/2018	13h29	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_27	23/05/2018	11h26	28/06/2018	10h00	06/08/2018	12h36	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_28	23/05/2018	12h20	28/06/2018	11h55	06/08/2018	10h27	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_29	23/05/2018	13h31	28/06/2018	12h50	06/08/2018	9h38	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_30	23/05/2018	14h18	28/06/2018	13h49	06/08/2018	8h55	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_31	23/05/2018	16h01	28/06/2018	14h49	06/08/2018	11h33	CHAPLET Mégane (CN)
LO_40_32	23/05/2018	15h12	28/06/2018	15h54	23/07/2018	12h00	BERRONEAU Maud, CHAPLET Mégane (CN)

Tab. XIV. Dates des suivis 2017 du Lézard ocellé en milieu dunaire.

id_placette	Session 1 – 2017		Session 2 – 2017		Session 3 – 2017		Observateurs
	date	heure	date	heure	date	heure	
LO_33_01	12/04/2017	17h10	22/05/2017	15h13	23/06/2017	13h18	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_02	12/04/2017	16h25	22/05/2017	14h10	23/06/2017	14h31	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_03	12/04/2017	16h15					LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_04	12/04/2017	13h18	19/05/2017	17h00	23/06/2017	17h18	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_05	12/04/2017	12h33	19/05/2017	15h59	23/06/2017	19h11	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_06	12/04/2017	11h43	19/05/2017	15h15	22/06/2017	10h30	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_07	12/04/2017	10h54	19/05/2017	14h24	22/06/2017	09h30	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_08	12/04/2017	10h05	19/05/2017	13h34	22/06/2017	08h30	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_09	06/04/2017	16h46	19/05/2017	12h57	21/06/2017	20h21	BERRONEAU Maud, LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_10	11/04/2017	16h32	19/05/2017	11h37	21/06/2017	19h08	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_11	11/04/2017	15h18	17/05/2017	13h11	21/06/2017	17h49	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_12	11/04/2017	14h10	17/05/2017	12h03	21/06/2017	09h41	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_13	11/04/2017	13h26	17/05/2017	10h45	21/06/2017	08h08	LAVAGNA Maximillien (CN)

id_placette	Session 1 – 2017		Session 2 – 2017		Session 3 – 2017		Observateurs
	date	heure	date	heure	date	heure	
LO_33_14	11/04/2017	11h41	17/05/2017	10h03	20/06/2017	10h30	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_15	11/04/2017	10h09	16/05/2017	17h06	16/06/2017	19h19	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_16	10/04/2017	16h40	16/05/2017	16h24	20/06/2017	09h29	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_17	10/04/2017	15h50	16/05/2017	17h46	20/06/2017	08h29	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_18	10/04/2017	14h55	16/05/2017	15h51	16/06/2017	17h33	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_19	10/04/2017	14h10	16/05/2017	15h04	16/06/2017	16h35	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_20	10/04/2017	13h15	16/05/2017	14h09	16/06/2017	11h44	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_21	10/04/2017	12h33	16/05/2017	13h28	16/06/2017	09h51	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_22	06/04/2017	14h21	16/05/2017	11h56	16/06/2017	08h35	BERRONEAU Maud, LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_23	10/04/2017	11h43	16/05/2017	10h55	14/06/2017	19h40	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_24	06/04/2017	10h10	16/05/2017	9h15	14/06/2017	17h51	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_25	06/04/2017	11h20	15/05/2017	11h03	12/06/2017	17h29	BERRONEAU Maud, LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_26	07/04/2017	10h03	15/05/2017	12h06	12/06/2017	18h55	BERRONEAU Maud, LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_27	07/04/2017	11h45	15/05/2017	14h07	12/06/2017	20h21	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_28	07/04/2017	12h55	15/05/2017	15h04	13/06/2017	11h10	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_29	07/04/2017	13h55	15/05/2017	16h06	13/06/2017	09h48	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_30	07/04/2017	14h58	12/05/2017	14h55	09/06/2017	16h28	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_31	05/04/2017	17h40	12/05/2017	13h21	09/06/2017	15h01	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_32	05/04/2017	16h40	12/05/2017	12h28	09/06/2017	13h35	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_33	05/04/2017	15h20	12/05/2017	11h05	09/06/2017	11h41	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_34	05/04/2017	14h40	12/05/2017	10h31	09/06/2017	10h39	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_35	05/04/2017	13h00	09/05/2017	15h57	08/06/2017	18h48	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_36	05/04/2017	12h00	09/05/2017	14h53	08/06/2017	17h29	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_37	05/04/2017	11h00	09/05/2017	13h51	08/06/2017	16h08	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_38	05/04/2017	9h50	09/05/2017	12h56	08/06/2017	10h17	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_39	04/04/2017	16h00	09/05/2017	12h00	08/06/2017	09h01	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_40	04/04/2017	15h00	09/05/2017	11h15	07/06/2017	20h07	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_41	04/04/2017	13h50	03/05/2017	15h24	07/06/2017	18h50	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_42	04/04/2017	12h19	03/05/2017	14h18	07/06/2017	17h25	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_43	03/04/2017	15h05	03/05/2017	13h22	07/06/2017	16h05	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_44	03/04/2017	14h26	03/05/2017	12h48	07/06/2017	11h20	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_45	03/04/2017	13h40	03/05/2017	12h14	06/06/2017	10h19	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_46	03/04/2017	13h00	03/05/2017	11h35	06/06/2017	11h40	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_47	03/04/2017	12h05	03/05/2017	10h54	06/06/2017	12h52	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_33_48	03/04/2017	11h20	03/05/2017	10h16	06/06/2017	13h52	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_01	28/04/2017	14h43	01/06/2017	17h18	26/06/2017	10h53	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_02	28/04/2017	13h45	01/06/2017	16h30	26/06/2017	12h08	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_03	28/04/2017	12h55	01/06/2017	15h00	03/07/2017	10h30	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_04	28/04/2017	12h10	01/06/2017	11h15	03/07/2017	11h38	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_05	28/04/2017	11h09	01/06/2017	10h09	03/07/2017	12h45	LAVAGNA Maximillien (CN)

id_placette	Session 1 – 2017		Session 2 – 2017		Session 3 – 2017		Observateurs
	date	heure	date	heure	date	heure	
LO_40_06	28/04/2017	10h00	01/06/2017	09h23	03/07/2017	14h02	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_07	24/04/2017	18h38	31/05/2017	18h40	03/07/2017	15h22	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_08	24/04/2017	17h35	31/05/2017	17h25	03/07/2017	17h18	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_09	24/04/2017	16h56	31/05/2017	16h45	03/07/2017	18h24	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_10	24/04/2017	15h56	31/05/2017	16h00	04/07/2017	09h50	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_11	24/04/2017	15h06	31/05/2017	12h44	04/07/2017	11h19	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_12	24/04/2017	13h55	31/05/2017	11h17	04/07/2017	17h04	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_13	24/04/2017	12h54	31/05/2017	10h27	04/07/2017	18h08	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_14	21/04/2017	13h24	26/05/2017	16h39	05/07/2017	08h23	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_15	21/04/2017	12h34	26/05/2017	15h25	05/07/2017	09h42	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_16	21/04/2017	11h54	26/05/2017	14h21	05/07/2017	10h55	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_17	21/04/2017	11h04	26/05/2017	13h23	05/07/2017	15h46	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_18	24/04/2017	10h38	26/05/2017	11h02	06/07/2017	17h08	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_19	20/04/2017	18h15	26/05/2017	09h53	06/07/2017	15h54	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_20	20/04/2017	16h54	24/05/2017	18h13	06/07/2017	18h55	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_21	20/04/2017	15h39	24/05/2017	16h27	07/07/2017	08h41	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_22	20/04/2017	14h20	24/05/2017	14h11	07/07/2017	09h59	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_23	20/04/2017	13h24	24/05/2017	12h37	07/07/2017	11h08	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_24	20/04/2017	11h53	24/05/2017	10h59	07/07/2017	11h57	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_25	20/04/2017	10h54	24/05/2017	09h49	07/07/2017	13h23	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_26	19/04/2017	17h13	23/05/2017	16h38	07/07/2017	14h33	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_27	19/04/2017	16h10	23/05/2017	15h34	07/07/2017	15h35	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_28	19/04/2017	14h55	23/05/2017	14h13	07/07/2017	17h43	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_29	19/04/2017	13h55	23/05/2017	13h00	07/07/2017	18h38	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_30	19/04/2017	12h55	23/05/2017	12h01	07/07/2017	19h20	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_31	19/04/2017	11h55	23/05/2017	11h13	07/07/2017	20h07	LAVAGNA Maximillien (CN)
LO_40_32	19/04/2017	11H00	23/05/2017	10h18	07/07/2017	21h03	LAVAGNA Maximillien (CN)

- **Fiche de relevés**

La récolte de données est réalisée à l'aide de la fiche de relevé standardisée. Trois fiches de renseignements doivent être remplies pour chaque placette et chaque passage. La première fiche « Relevé » renseigne par placette les observations de l'espèce, les indices de présence et les gîtes utilisés pour les trois passages. La deuxième fiche « Descriptif placette » permet un descriptif précis de la placette pour les trois passages. Enfin, la fiche « Récapitulatif placettes » liste l'ensemble des placettes à prospecter.

Les détails et la notice descriptive des fiches de relevés sont annexés dans le rapport Tome Iv du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2017b).

- Analyses exploratoires

Les observations sont reportées sur fond cartographique SIG. A terme, ces données d'observations étant issues d'un protocole standardisé type POPReptiles, des estimations d'abondance seront proposées sur la base de modèles N-mélange. Cette méthode, par un échantillonnage répété dans le temps (nombre de passages) et dans l'espace (nombre de placettes), propose une estimation du nombre de Lézard ocellé par placette, en fournissant une abondance estimée (ou une probabilité de présence) et une probabilité de détection.

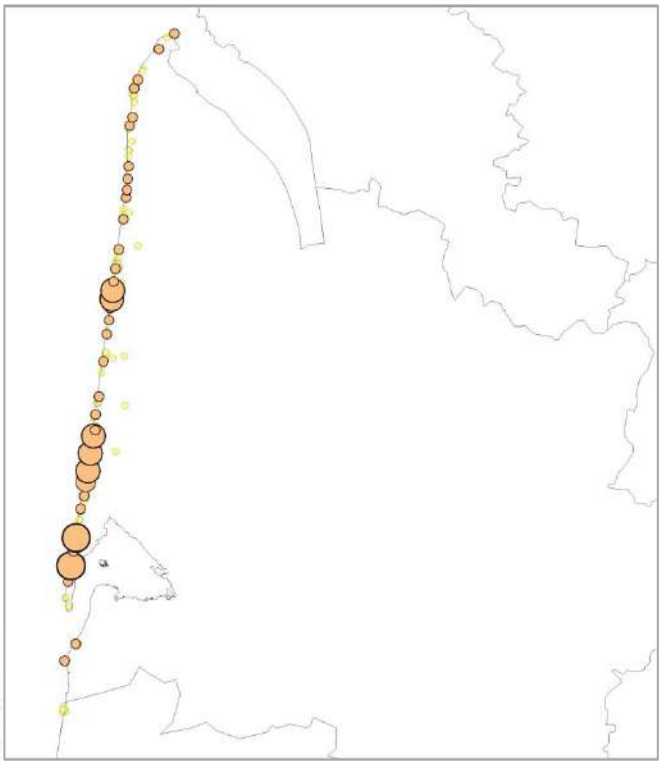
4.2.2 Résultats exploratoires

Les deux premières années d'observation 2017 et 2018 permettent d'apporter un état de référence de la situation du Lézard ocellé sur le littoral aquitain. Il ne s'agit pour l'heure que d'analyses descriptives des données d'observation sur les 79 placettes suivies.

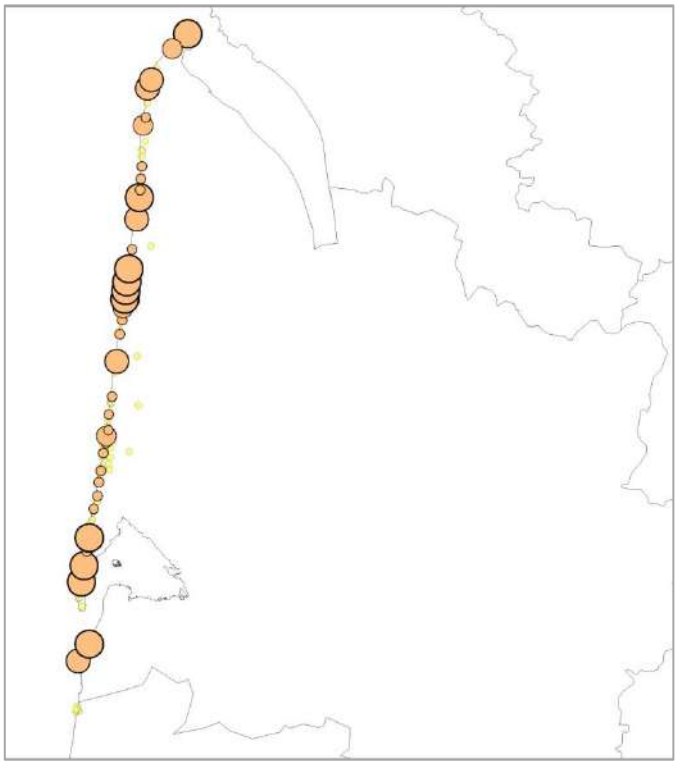
La variation de l'indice d'abondance ou indice d'observation (io=nb observations/nb de passages) apporte une information sur les tendances évolutives des populations suivies sur plusieurs années et pointe du doigt les évènements annuels qui justifieraient une baisse d'observation certaines années puis une hausse d'observations l'année suivante. A ce jour, il est possible de comparer les indices d'observations obtenus sur les 79 placettes de suivi du Lézard ocellé en milieu dunaire entre 2017 et 2018.

Une représentation cartographique de ces io de 2017 et 2018 (Fig. 67) permet d'avoir une vision rapide des secteurs avec les plus grandes observations ainsi que la variation interannuelle.

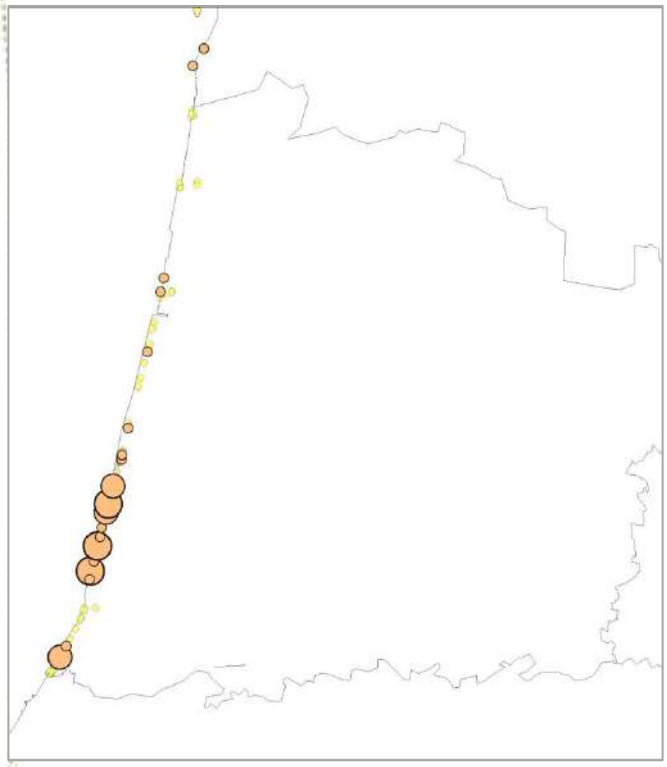
Indice d'observation LO 2017 – Gironde



Indice d'observation LO 2018 – Gironde



Indice d'observation LO 2017 – Landes



Indice d'observation LO 2018 – Landes

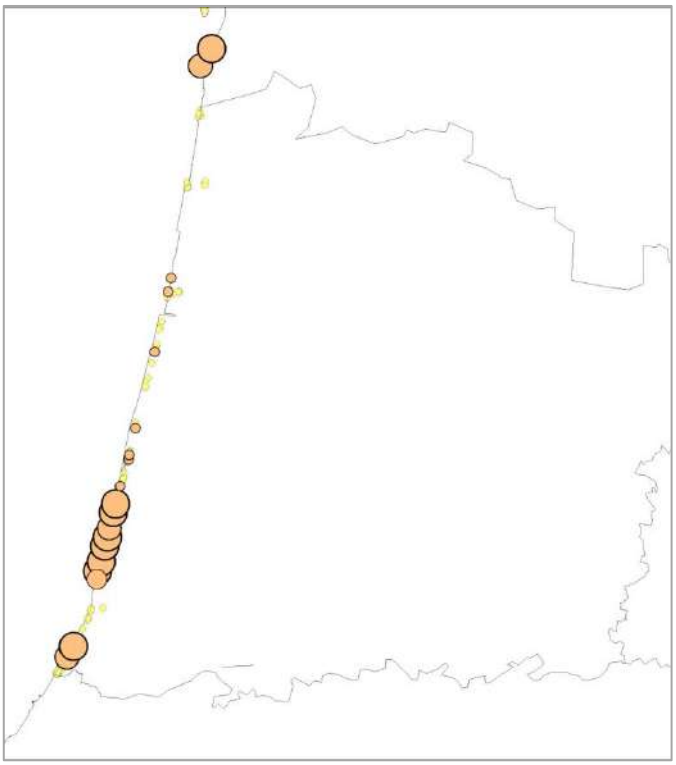


Fig. 67. Comparaison interannuelle des indices d'observation du Lézard ocellé en milieu dunaire entre 2017 et 2018

Une autre lecture de l'évolution des indices d'observation par placette positive et selon l'année de suivi est proposée par la Fig. 68 ci-après. N'ont été représentées que les placettes positives pour les 2 années de suivis, c'est-à-dire avec une observation validée de Lézard ocellé (visuelle, traces ou fèces) au minimum sur un passage au cours de la saison 2017 et au cours de la saison 2018.

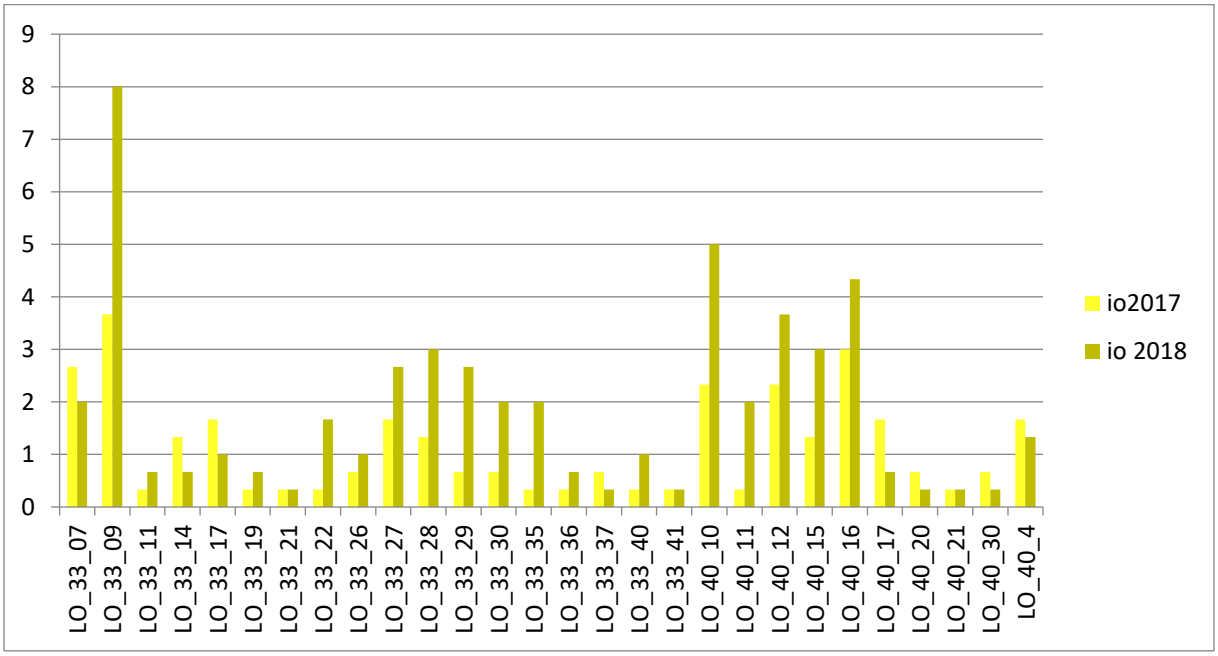


Fig. 68. Indices d'observations par placette positive sur les 2 années de suivis

En comparant les indices d'observation (io) des placettes positives en 2017 et/ou en 2018 (Fig. 68), il est intéressant de regarder la progression interannuelle qui nous amène à chercher les évènements ou modification qui justifieraient notamment une progression négative sur une placette (progression négative = diminution des observations ; Fig. 69-Fig. 70).

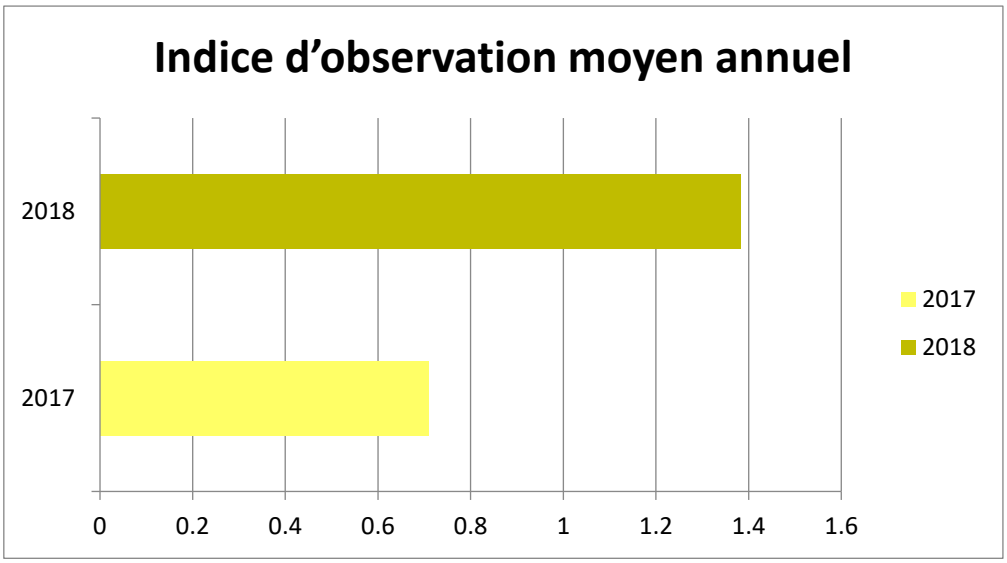


Fig. 69. Indices d'observations moyens sur 2017 et 2018

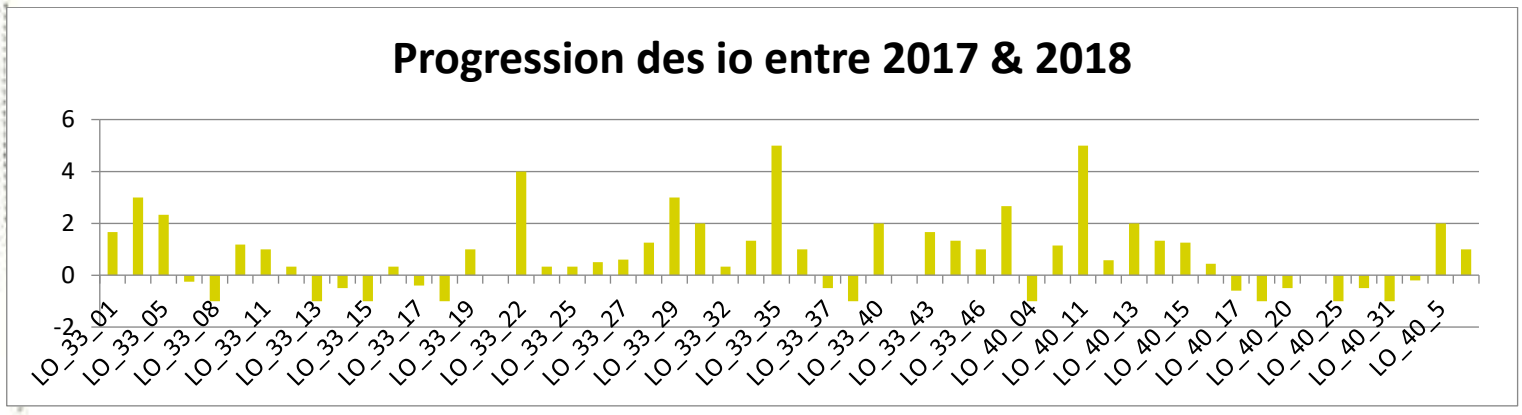


Fig. 70. Progression interannuelle des indices d'observations sur l'ensemble des placettes suivies entre 2017 et 2018

4.2.3 Discussion

La représentation cartographique des indices d'observation de 2017 et 2018 permet de voir que certains secteurs comme Tarnos pour les Landes ou encore le Cap-ferret et Lacanau pour la Gironde concentrent le plus grand nombre d'observations annuelles et que cela est récurrent pour l'heure sur les différentes années de suivis.

Mais de manière plus globale, de nouveaux secteurs apparaissent en 2018, et d'autres connaissent une forte progression de leur indice d'observation en 2018. Ne pouvant s'agir d'apparition spontanée de population de Lézard ocellé en cette deuxième année de suivi, cela signifie que ces populations étaient déjà présentes en 2017 sur ces secteurs mais qu'elles sont passées totalement inaperçues ou en abondance moindre. En s'affranchissant d'un effet observateur interannuel (suivi protocolé), cela sous-entend que 2017 avait été une année particulière au niveau climatique. L'étude des optimums thermiques du Lézard ocellé par les sondes biomimétiques (cf. §2.2 Sensibilité climatique des espèces animales) pourra justement abonder ou non dans ce sens. La mise en parallèle de ces résultats et des courbes de températures et de pluviométries seront également intéressantes à étudier ces prochaines années.

57% des placettes ont été positives en 2018 contre 47% en 2017 (Fig. 71), soit 10% d'augmentation des observations réalisées en 2018.

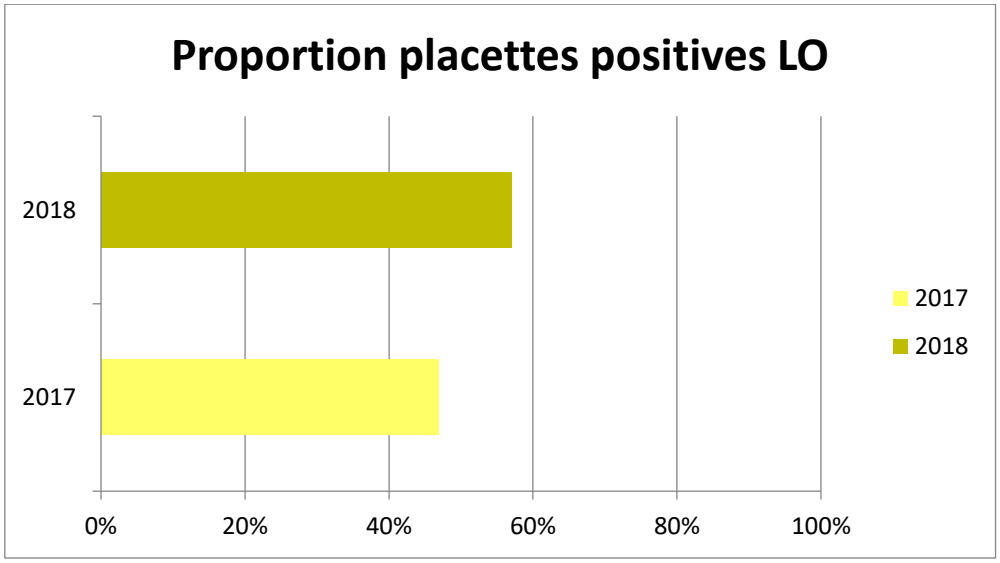


Fig. 71. Proportion de placettes positives en 2017 et 2018

Cette augmentation des observations réalisées indique que 2018 a été une année plus propice aux observations de Lézard ocellé. Il conviendra donc de chercher dans les conditions climatiques saisonnières une potentielle raison pour de tels résultats. L'exploitation des données météorologiques et hygrométriques des stations météorologiques par placettes apporteront également sur les années à venir une explication aux tendances évolutives interannuelles.

Au total ce sont 34 placettes sur 79 suivies qui connaissent une progression positive de leur indice d'observation (plus d'observation en 2018 qu'en 2017). 28 placettes ne connaissent pas de variation de leur io (soit pas d'observations entre 2017 et 2018, soit une abondance identiques entre les 2 années). Pour finir, 17 placettes ont quant à elles une progression négative de l'io (diminution d'observations en 2018).

C'est ce dernier cas qui met en exergue une possible diminution réelle et locale des populations concernées. En effet, les résultats qui ont été décrits ci-dessus tendent à montrer que 2017 était une année représentative d'un réchauffement en défaveur du Lézard ocellé (forte sécheresse sur 3 saisons, hausse des températures printanières et estivales, etc.) et qu'à l'inverse, 2018 est représentative d'une année plutôt faste pour les populations de Lézard ocellé. Ainsi, une baisse d'observations entre 2017 et 2018 sur certains secteurs sous-entend qu'un bouleversement climatique et/ou écosystémique (ex : perturbation de l'habitat cause intempérie hivernal localisée) à un impact sur l'abondance de Lézard ocellé sur les placettes en question. L'hypothèse est que la répétitivité d'évènements climatiques extrêmes comme en 2017 affaiblisse les organismes et impacte la dynamique des populations.

Deux années de suivis ne suffisent évidemment pas à vérifier cette hypothèse. Seul le suivi à long terme et répété apportera des tendances fiables sur l'évolution des populations du Littoral.

Les perspectives de traitements de données sont multiples. Il conviendra de comparer les données climatiques, les données « habitat » relevées également annuellement par placette, et les indices d'abondance annuels pour tester la corrélation de ces différents facteurs avec la variation de la situation du Lézard ocellé en milieu dunaire.

5. Suivis des indicateurs biologiques des écosystèmes secs

5.1 Communautés végétales des pelouses sèches calcicoles

Auteurs : Kévin Romeyer, Rémi David, Contributeur : Romain Bissot

La flore des coteaux calcaires de Nouvelle-Aquitaine est particulièrement diversifiée et intéressante de par ses affinités méditerranéennes parfois marquées (ROYER, 1982 ; BOULLET, 1984 ; ROYER, 1984). Cela lui confère des intérêts patrimoniaux et fonctionnels importants au niveau régional car les conditions nécessaires à son développement et à sa pérennité sont assez drastiques (sols maigres, pauvres en nutriments, en stations souvent pentues et supportant un déficit hydrique important en période estivale). Le climat régional évoluant notamment vers des étés plus chauds, plus longs et plus secs (LE TREUT, 2018) impacterait donc directement cette flore si particulière.

L'étude et le suivi des communautés végétales de coteaux calcaires secs dans le contexte du changement climatique découlent de leur sensibilité face à ce changement, se traduisant par une modification supposée des cortèges selon différents aspects. D'une part, l'apparition et la propagation d'espèces méditerranéennes typiques sont attendues (GRILLET *et al.*, 2006 ; VENNETIER & RIPERT, 2010), associées à la perte des espèces les moins xéro-tolérantes ; et d'autre part un développement de cortèges d'espèces annuelles au profit des vivaces devrait se produire (LAVOREL & GARNIER, 2002 ; ZWICKE, 2013).

Pour identifier et mesurer ces effets supposés des changements climatiques sur les communautés végétales de pelouses calcaires, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

Suite à la mise en place des dispositifs de suivi et une première lecture réalisée en 2017 sur une vingtaine de sites, l'année 2018 était consacrée à des analyses exploratoires portant sur la variabilité interannuelle de ces cortèges végétaux. Deux sites en Dordogne et en Gironde, comportant deux types de pelouses différents ont ainsi fait l'objet d'une relecture pour visualiser, quantifier et interpréter la variabilité des cortèges. L'objectif *in fine* étant de tenir compte de ces variations dans le cadre des travaux de modélisation qui seront réalisés par la suite.

5.1.1 Complément au matériel et méthodes

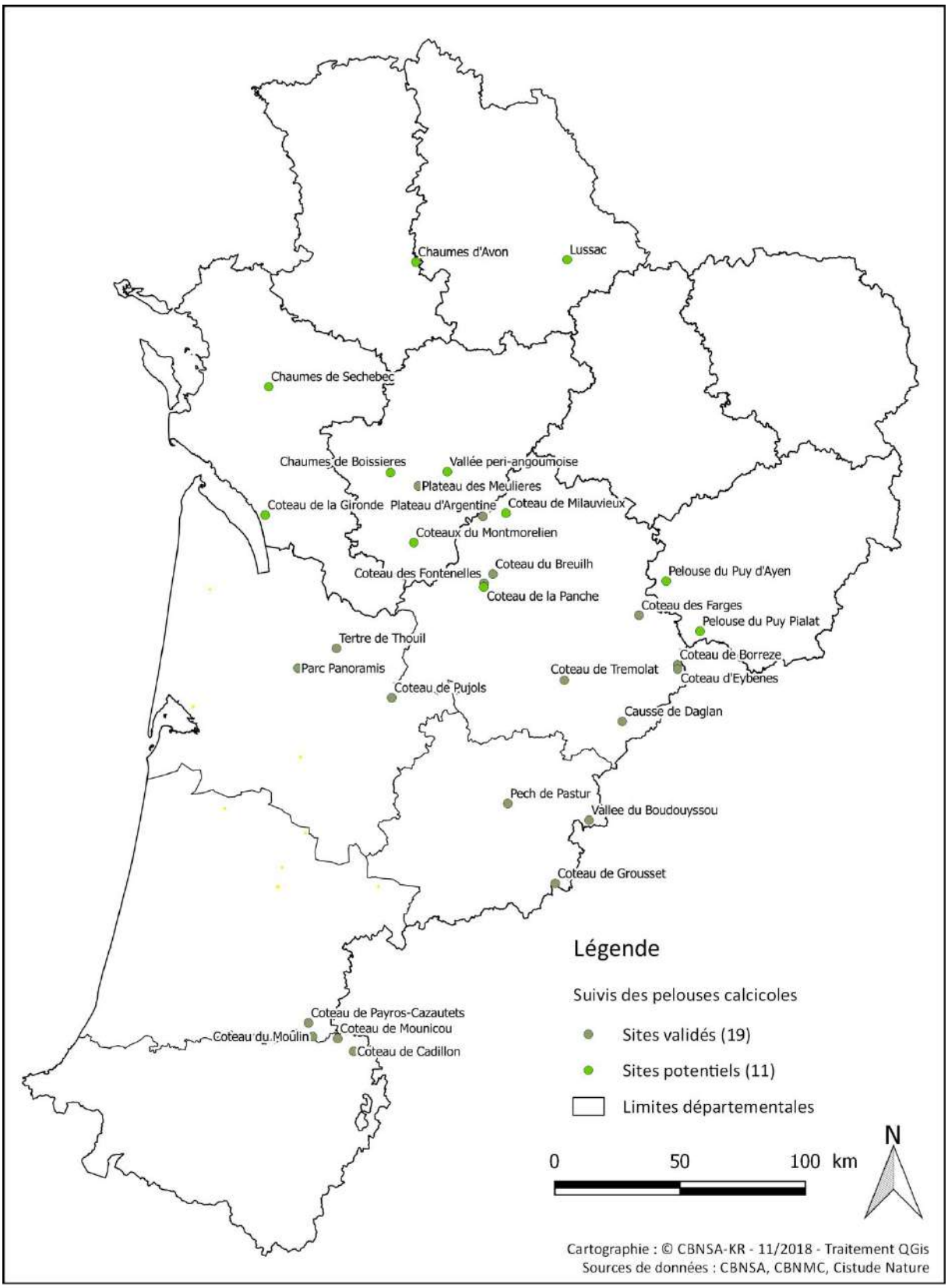
- **Sélection des sites**

L'identification des sites favorables aux suivis et équipés de dispositifs s'est opérée selon des critères scientifiques et pratiques indissociables (MALLARD, 2017b). La présence d'une flore caractéristique des pelouses sèches calcicoles formait un préalable ; à cela était ajoutée l'utilisation d'indices d'état pour écarter des sites atypiques (LE FOULER, 2013). Ensuite, la dimension foncière et paysagère entrait en jeux pour garantir la pérennité à long terme des suivis et l'isolement du facteur climatique. Une cohérence territoriale a alors été recherchée à travers un échantillonnage représentatif au niveau géographique, en tenant compte de la variabilité floristique des communautés de pelouses et des influences climatiques (ROYER, 1982 ; BOULLET, 1984 ; ROYER, 1984 ; LAMOTHE & BLANCHARD, 2005 ; LE FOULER, 2013 ; ABADIE *et al.*, 2014 ; FY & BISSOT, 2014). Enfin, l'existence de dispositifs de suivi antérieurs sur ces communautés végétales, compatibles avec ceux développés ici, permet de mutualiser certains sites et de bénéficier de données historiques (LE FOULER, 2013 ; FY & BISSOT, 2014). A l'échelle du programme « les Sentinelles du climat », une synergie de suivis entre les indicateurs « communautés végétales de pelouses sèches calcicoles » et « lépidoptères de pelouses sèches calcicoles » a été appliquée, de par leur étroite liaison, afin de mutualiser les sites.

En 2017, 18 sites ont été équipés de dispositifs et ont fait l'objet d'un suivi protocolé ainsi que d'un inventaire de la flore et des végétations. En 2018, un site équipé de dispositifs de suivi antérieur en Charente a fait l'objet d'une relecture, intégrant ainsi le programme. Pour garder la synergie avec les suivis de lépidoptères sur des sites complémentaires équipés en 2018, 2 sites de pelouses calcicoles validés devront être matérialisés par un suivi flore en 2019. Il s'agit des sites « Coteau de Milauvieux » et « Coteau de la Panche ».

- **Description des sites choisis**

Au total, 19 sites comportent des dispositifs de suivi des communautés végétales (Fig. 72). Ils se situent principalement en Dordogne (8 sites) et Lot-et-Garonne (3 sites), correspondant à la zone de développement optimale de ces végétations dans la région. Plusieurs sites se retrouvent plus à l'ouest en Gironde (3 sites) et au sud-ouest en Pyrénées-Atlantiques (2 sites) et dans les Landes (2 sites) sous une influence océanique plus marquée. Un seul site est actuellement validé plus au nord en Charente.



Sites de suivi des communautés végétales de pelouses calcicoles en 2018

Fig. 72. Situation géographique des sites de suivi des communautés végétales de pelouses sèches calcicoles.

En 2018, un seul nouveau site a été validé pour un suivi de communautés végétales en Charente et a fait l'objet d'une lecture. Ses caractéristiques (dénomination, commune, superficie, statut, gestionnaire…) sont détaillées ci-dessous (Tab. XV). Cette matérialisation intervenait dans le cadre d'un calage méthodologique en vue d'une mise en place de suivis sur davantage de sites en 2019 dans l'ex-région Poitou-Charentes.

Tab. XV. Caractéristiques des sites de suivis mis en place en 2018.

Dép.	Commune	Nom du site	Superficie (m2)	Statut	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
16	Claix	Plateau des Meulières	16 ha	Natura 2000 / Site CREN PC	CREN Poitou-Charente	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer, Romain Bissot	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Pour suivre les végétations de pelouses calcicoles dans le temps et dans l'espace, l'échantillonnage d'un site est basé sur un système de quadrats emboîtés de tailles différentes répondant chacun à une problématique du suivi (MALLARD, 2017b ; LE FOULER, 2013).

Tout d'abord, un quadrat paysager de 25 mètres de côté (625 m²) sert à suivre la mosaïque de végétations présentes sur un site et de les proportionner les unes par rapport aux autres.

Ensuite, un quadrat de fréquence de 4 mètres de côté (16 m²) est matérialisé de façon permanente avec des tiges métalliques aux 4 sommets pour suivre finement la composition floristique et la fréquence de chaque espèce. Il est positionné à l'intérieur du quadrat paysager sur la zone d'expression optimale de la pelouse et son orientation se fait dans la direction de plus grande pente, soit vers le haut du coteau, ou bien vers le nord en situation de plateau.

Les 18 sites matérialisés et suivis en 2017 disposent chacun d'un quadrat paysager et d'un quadrat de fréquence, soit 18 de chaque (MALLARD, 2017b). Pour le site nouvellement suivi, aucun quadrat paysager n'a été défini par manque de temps et seul le quadrat de fréquence a été matérialisé et relu. Ses caractéristiques sont précisées dans le tableau ci-dessous (Tab. XVI) qui synthétise le code du suivi utilisé, les types de dispositifs, leur surface respective et leurs coordonnées GPS au format WGS 84.

Protocole de réalisation des photos des points d'échantillonnage

Afin de relocaliser facilement les dispositifs de suivis et de garder une trace visuelle du contexte de chaque lecture, des prises de vue sont effectuées systématiquement, selon les dispositifs, de la façon suivante :

- Pour chaque quadrat de fréquence : 4 photos en paysage prises depuis les 4 côtés du quadrat (matérialisé par une corde ou décamètre) + 4 photos en paysage prises depuis les 4 sommets du quadrat présentant une vue d'ensemble du quadrat et du contexte paysager.
- Pour chaque quadrat paysager : 4 photos en paysage prises depuis les 4 sommets du quadrat (matérialisé par des piquets temporaires reliés par une corde ou décamètre) vers le centre + 4 photos en paysage de chaque sommet du quadrat depuis l'intérieur.

Tab. XVI. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis mis en place en 2018.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m²)	Repères	Latitude	Longitude
16	Plateau des Meulières	VIG23	Quadrat de fréquence	9	Nord-Ouest	[redacted]	[redacted]
16	Plateau des Meulières	VIG23	Quadrat de fréquence	9	Centroïde	[redacted]	[redacted]

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur ce nouveau site sont présentées en annexes (Annexe 3). A noter que ce site est déjà équipé en nombreux dispositifs antérieurs de suivi de communautés végétales de pelouses (11 dispositifs) et qu'une relecture d'un ou deux autres de ces dispositifs préexistants dans le cadre du programme est envisagée pour servir de réplicat de suivi.

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Le champ taxonomique, les référentiels utilisés et le détail des protocoles sont explicités dans le Tome IV (MALLARD, 2017b).

A l'échelle du quadrat paysager, le but est de suivre l'évolution du complexe pelousaire en termes de structure et de dynamique de végétation.

A l'échelle du quadrat de fréquence, le suivi de la structure et de la composition floristique s'opère à travers un inventaire des espèces en présence/absence au sein de quadrats élémentaires de 25 centimètres de côté disposés régulièrement (Fig. 73). La surface échantillonnée de façon fine doit correspondre à 25% de la surface du quadrat de fréquence **(ALARD, 2001)**. Dans l'ex-région Poitou-Charentes, les suivis de pelouses préexistants respectent ce principe d'échantillonnage mais les quadrats de fréquence mesurent 3 mètres de côté (9 m²) et sont relus à travers 9 quadrats élémentaires **(FY & BISSOT, 2014)**.

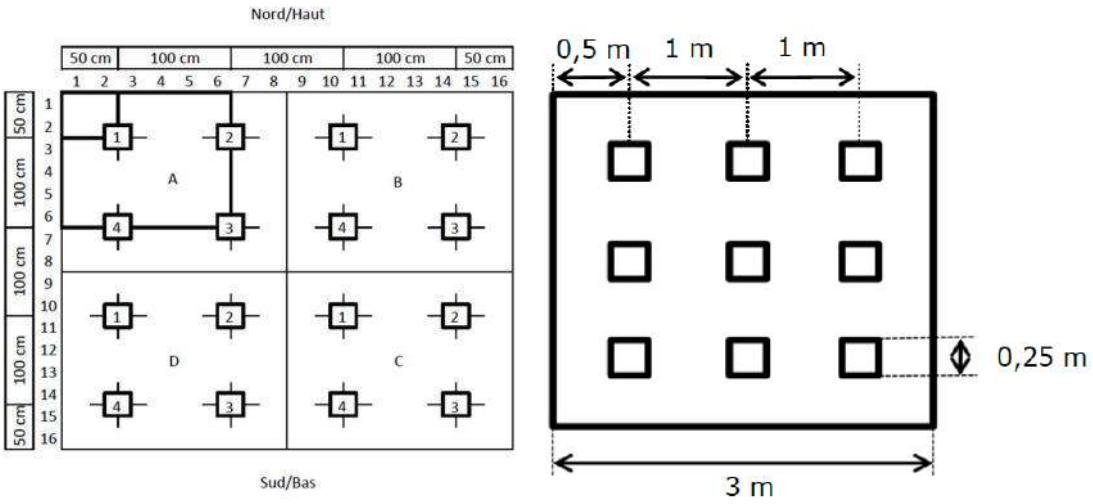


Fig. 73. Schéma d'organisation théorique des quadrats élémentaires au sein du quadrat de fréquence de 16 m² (à gauche) et de 9 m² (à droite).

- **Nombre et délai entre campagnes de relevés**

Les communautés végétales de pelouses calcicoles sont suivies tous les 2 ans sur chaque site à travers un unique passage sur les points d'échantillonnage, calibré à l'optimum phénologique pour ces végétations soit entre mi-mai et début juillet.

La quasi-totalité des sites ont été suivis en 2017 pour une première lecture et ne seront donc relus qu'en 2019. En 2018, seuls 3 sites ont fait l'objet d'un suivi : « Plateau des Meulières » pour une première lecture dans le cadre du programme ; « Coteau de Pujols » et « Coteau des Farges » pour une seconde lecture servant à des tests méthodologiques sur la variabilité interannuelle des cortèges.

Tab. XVII. Dates des suivis 2017 et 2018 de communautés végétales de pelouses calcicoles.

Nom du site	Date passage 1	Date passage 2	Observateur(s)
Causse de Daglan	22/05/2017		Jean-Claude Abadie (CBNSA)
Coteau de Borreze	17/05/2017		Kévin Romeyer (CBNSA)
Coteau de Cadillon	21/06/2017		Kévin Romeyer
Coteau des Farges	22/05/2017	30/05/2018	Kévin Romeyer
Coteau de Grousset	01/06/2017		Emilie Vallez (CBNSA)
Coteau de Mounic ou	21/06/2017		Kévin Romeyer
Coteau de Payros-Cazautets	07/06/2017		Kévin Romeyer
Coteau de Pujols	12/05/2017	23/05/2018	Jean-Claude Abadie, Anthony Le Fouler (CBNSA), Kévin Romeyer, Emilie Vallez (2017) et Rémi David (CBNSA), Kévin Romeyer (2018)
Coteau de Tremolat	16/06/2017		Jean-Claude Abadie
Coteau des Fontenelles	23/05/2017		Kévin Romeyer
Coteau d'Eybenes	16/05/2017		Kévin Romeyer
Coteau du Breuilh	04/07/2017		Kévin Romeyer
Coteau du Moulin	07/06/2017		Kévin Romeyer
Parc Panoramis	15/06/2017		Kévin Romeyer
Pec h de Pastur	31/05/2017		Kévin Romeyer, Emilie Vallez
Plateau des Meulieres	20/06/2018		Kévin Romeyer, Romain Bissot (CBNSA)
Plateau d'Argentine	24/05/2017		Kévin Romeyer
Tertre de Thouil	16/06/2017		Kévin Romeyer
Vallee du Boudouyssou	01/06/2017		Kévin Romeyer (CBNSA)

- **Fiche de relevés**

La fiche utilisée est présentée en annexe du Tome IV (MALLARD, 2017b).

- Analyses des indices associés aux relevés

L'indice de similarité de Jaccard est très communément utilisé car il permet de mesurer simplement la proportion d'espèces communes entre deux relevés. Ce premier indice nous donne donc une image du taux d'évolution de la flore que l'on peut constater entre deux passages successifs. Par exemple ici, entre 2017 et 2018, seuls 58% des taxons observés à Pujols ont été conservés d'un relevé à l'autre. Sur le site des Farges, la situation semble un peu plus stable car nous retrouvons 68% d'espèces communes entre les deux années. Dans les deux cas, le taux de « turn-over » est tout de même relativement important d'une année à l'autre.

Cet indice peut également être utilisé pour comparer des sites entre eux, à un temps donné ou à des moments différents. Avec une moyenne de 14,5% d'espèces communes entre Pujols et les Farges pour la période 2017-2018, nous constatons que ces deux sites présentent des végétations très différentes.

Tab. XVIII. Indices de similarité de Jaccard calculés pour les sites de Pujols et Farges entre 2017 et 2018.

	Pujols_2017	Pujols_2018	Farges_2017	Farges_2018
Pujols_2017	1			
Pujols_2018	0,58	1		
Farges_2017	0,15	0,13	1	
Farges_2018	0,16	0,14	0,68	1

Les indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Piélou permettent de préciser la mesure de richesse spécifique. Ces deux indices tiennent en effet compte de la répartition des proportions des taxons. L'indice de Shannon présente généralement des valeurs comprises entre 0 et 5, les plus fortes traduisant une répartition égale des effectifs entre les taxons (FRONTIER, 1983), mais n'est pas limité théoriquement. Avec des valeurs autour de 2,5 à 3, l'indice de Shannon obtenu pour ces quatre relevés est assez moyen. L'interprétation de cet indice est facilitée par le calcul de l'indice d'équitabilité de Piélou (PIELOU, 1966) qui ramène la variation à un intervalle allant de 0 à 1, 1 étant la valeur maximale possible. Nous observons ici des valeurs fortes pour l'ensemble des relevés, indiquant une répartition très équitable des effectifs entre les différents taxons.

Tab. XIX. Indices de diversité floristique calculés pour les sites de Pujols et Farges entre 2017 et 2018 (S=richesse spécifique ; H=diversité de Shannon ; J=équitabilité de Pielou).

	Pujols_2017	Pujols_2018	Farges_2017	Farges_2018
S	22	35	16	21
H	2,77	3,08	2,44	2,60
J	0,90	0,87	0,88	0,85

5.1.2 Résultats exploratoires

- Etat de référence des sites

L'ensemble des états de référence sur la structure, la composition floristique et la dynamique des communautés végétales pour les sites suivis en 2017 sont présentés dans le Tome IV du programme (MALLARD, 2017b).

En 2018, seul le site « Plateau des Meulières » en Charente a fait l'objet d'un suivi visant à établir un état de référence sur la composition floristique et la fréquence des espèces. En revanche, en l'absence de quadrat paysager mis en place sur ce site, l'état de référence sur les différentes communautés végétales présentes et la dynamique des végétations n'a pu être établi ici. Le tableau de synthèse pour ce suivi est présenté ci-dessous (Tab. XX).

Tab. XX. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du quadrat de fréquence (Plateau des Meulières).

Site	Plateau des Meulières (16)										
Date de lecture	20/06/2018										
Observateur(s)	Kévin ROMEYER, Romain BISSOT (CBNSA)										
Code suivi	**Meulieres_VIG23**										
Pente (°)	< 1°										
Exposition	-										
Type de sol	Lithosol										
Roche mère	Calcaires tendres										
BRGM 1/1000	Crétacé supérieur										
BRGM 1/50000	Calcaire à Rudistes (Turonien supérieur)										
Sol nu (%)		40		20	30	30	10		5		
Dalles (%)		10			10				5		
Litière (%)											
Recouvrement strate bryolichénique		20		20	40	20	50	10	10		
Strate 1	Pelouse du *Xerobromion erecti (cf Sidiretido - Koelerietum)*										
Hauteur de la strate		5		7	4	6	10	12	7		
Recouvrement de la strate		55		75	50	65	80	95	90		
Taxons	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	Espèces rares	Frequence
Coronilla minima L., 1756	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
Festuca auquieri Kerguélen, 1979	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
Convolvulus cantabrica L., 1753	X	X	X	X	X	X	X		X		88,89
Anthyllis vulneraria subps. vulneraria	X		X	X		X	X	X	X		77,78
Thymus gr. praecox	X	X		X	X	X	X				66,67
Arenaria controversa Boiss., 1840		X	X	X	X	X			X		66,67
Euphorbia exigua L., 1753		X	X	X	X	X			X		66,67
Seseli montanum L., 1753			X	X		X		X	X		55,56
Teucrium chamaedrys L., 1753	X		X				X	X	X		55,56
Fumana procumbens (Dunal) Gren. & Godr., 1847		X	X	X	X		X				55,56
Koeleria vallesiana (Honck.) Gaudin, 1808				X	X		X	X	X		55,56
Teucrium montanum L., 1753		X		X		X		X			44,44
Bombycilaena erecta (L.) Smoljan., 1955	X		X			X			X		44,44
Gastridium ventricosum (Gouan) Schinz & Thell., 1913		X			X				X		33,33
Carex humilis Leyss., 1758				X			X	X			33,33
Galium pumilum Murray, 1770					X	X					22,22
Helichrysum stoechas (L.) Moench, 1794	X				X						22,22
Bupleurum baldense Turra, 1764			X			X					22,22
Euphrasia stricta D.Wolff ex J.F.Lehm., 1809	X						X				22,22
Catapodium rigidum (L.) C.E.Hubb., 1953						X			X		22,22
Thesium humifusum DC., 1815							X				11,11
Medicago minima (L.) L., 1754			X								11,11
Centaurium pulchellum (Sw.) Druce, 1898			X								11,11
Sedum ochroleucum Chaix, 1785					X						11,11
Globularia vulgaris L., 1753							X				11,11
Taraxacum F.H.Wigg., 1780	X										11,11
Lysimachia arvensis (L.) U.Manns & Anderb., 2009										X	0,00
Cuscuta cf. epithymum (L.) L., 1774										X	0,00

En termes de contexte, le suivi par quadrat de fréquence se situe sur une zone de plateau calcaire (calcaires tendres du Crétacé supérieur) sur laquelle la gestion se fait par pâturage. La roche mère est affleurante avec présence régulière de dalles et le sol est un lithosol calcaire à calcique.

Au total, 28 taxons ont été contactés dans ce quadrat de fréquence. Une petite majorité (17 taxons) sont des vivaces parmi lesquels nous retrouvons les plus structurants de la pelouse (*Festuca auquieri, Convolvulus cantabrica, Coronilla minima* et *Anthyllis vulneraria*). Le sol superficiel et les micro-perturbations générées par le pâturage permettent d'observer un cortège assez riche et bien représenté spatialement de taxons annuels (*Arenaria controversa, Euphorbia exigua, Bombycilanea erecta* et *Gastridium ventricosum*).

Le cortège recensé permet de le rapprocher clairement à des pelouses xérophiles calcicoles sur sols superficiels de caractère subméditerranéen du *Xerobromion erecti* (Braun-Blanquet & Moor 1938) Moravec 1967. Le voile de taxons annuels intriqués au milieu de cette pelouse vivace ou retrouvés par patchs semble appartenir au *Trachynion distachyae* Rivas Mart. ex Rivas Mart., Fern.-Gonz. & Loidi 1999, les pelouses à thérophytes méso à xérophiles calcicoles subméditerranéennes.

- Variabilité interannuelle des quadrats de fréquence

Pour l'indicateur « communautés végétales de pelouses calcicoles », l'objectif de l'année 2018 était d'évaluer la variabilité interannuelle en termes d'espèces contactées et de fréquence pour chacune d'elles à l'échelle des quadrats de fréquence. Cette évaluation ne pouvant être réalisée sur l'ensemble des sites de pelouses calcicoles par manque de temps, il s'agit d'une étude exploratoire portant sur 2 sites suivis en 2017 et relus en 2018.

Ces 2 sites, « Coteau des Farges » en Dordogne et « Coteau de Pujols » en Gironde ont été choisis pour cela car ils sont représentatifs des 2 principaux types de pelouses retrouvées dans la région. Le premier héberge un cortège relevant des pelouses xérophiles calcicoles du *Xerobromion erecti* tandis que le second est dominé par un cortège des pelouses mésoxérophiles calcicoles à neutrophiles sur sols plus profonds subatlantiques à atlantiques (*Mesobromion erecti* Braun-Blanquet & Moor 1938).

Les tableaux de synthèse des 2 années de suivis (Tab. XXI et Tab. XXII) permettant de comparer les résultats des 2 campagnes de relevés en termes de taxons contactés et de fréquences relatives pour chacun d'eux sont détaillés ci-après pour chaque site.

Coteau des Farges

En 2017, 16 taxons étaient recensés dont 3 en dehors des quadrats élémentaires de 25 centimètres de côté (taxons rares) tandis qu'en 2018, 22 taxons ont été contactés dont 7 rares. Il est intéressant de voir que la quasi-totalité des taxons notés en 2017 ont été revus en 2018 hormis *Mercurialis annua*, une espèce annuelle non typique des pelouses calcicoles et plutôt indicatrice d'une légère eutrophisation. Par ailleurs, 4 taxons sur les 6 nouveaux observés en 2018 sont notés comme rares, pointant le biais plus important de l'inventaire à plus grande échelle. Ainsi, près de 70% des taxons sont communs aux 2 campagnes.

Les différences principales constatées à travers cette analyse diachronique concernent 2 espèces : *Allium* cf. *sphaerocephalon* et *Linum suffruticosum*. Si la première apparaît avec une fréquence non négligeable (43,75% des quadrats) en 2017, elle n'est mentionnée qu'en espèce rare en 2018. Pour la seconde, c'est la campagne 2018 qui a permis de la repérer. Ces différences semblent liées essentiellement à la phénologie des espèces qui les rend plus ou moins détectables. En effet, *Allium* cf. *sphaerocephalon* est une géophyte ne se développant pas forcément chaque année si elle ne rencontre pas les conditions adéquates. Quant à *Linum suffruticosum*, elle peut être difficilement décelable en début de saison mais aussi confondue avec des jeunes tiges de *Convolvulus cantabrica*. Le delta de 7 jours entre les dates de passage 2017 et 2018, couplé au facteur météorologique (printemps relativement sec et assez chaud en 2017 contre bien arrosé et plus doux en 2018) a vraisemblablement joué un rôle clé dans les différences citées.

Tab. XXI. Tableau de synthèse des suivis 2017 et 2018 (Coteau des Farges).

Site	Farges (24)																	Farges (24)																	Frequence 2017	Frequence 2018
Date de lecture	22/05/2017																	30/05/2018																		
Observateur(s)	Kévin ROMEYER (CBNSA)																	Kévin ROMEYER, Rémi DAVID (CBNSA)																		
Code suivi	**Farges 20170522-KR01Q**																	**Farges 20170522-KR01Q**																		
Pente (°)	20 - 25°																	20 - 25°																		
Exposition	Sud-Ouest																	Sud-Ouest																		
Type de sol	Lithosol																	Lithosol																		
Roche mère	Calcaires compact																	Calcaires compact																		
BRGM 1/1000	Crétacé supérieur																	Crétacé supérieur																		
BRGM 1/50000	?																	?																		
Sol nu (%)	0	0	0	20	0	3	5	10	5	3	0	0	0	0				0	0	0	0	10	5	15	10	5	0	0	0	25	10	2				
Litière (%)	5	5	10	3	20	10	3	5	20	10	10	10	15	5	10			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Recouvrement strate bryolichénique	75	90	90	70	90	85	70	55	85	70	70	80	90	85	90	90		90	90	95	95	80	80	70	90	85	95	95	95	60	85	90				
Strate 1	Pelouse du *Xerobromion erecti*																	Pelouse du *Xerobromion erecti*																		
Hauteur de la strate	5	5	5	5	10	5	5	7	5	5	5	5	5	5	5			10	5	8	10	5	8	10	5	10	8	5	5	8	8	5				
Recouvrement de la strate	60	60	60	35	65	25	70	60	35	60	55	50	50	50	50	40		55	45	60	75	65	15	75	65	20	75	45	55	45	45	50	60			
Taxons \ Quadrats élémentaires	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	Espèces rares	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	Espèces rares		
Seseli montanum L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100	100
Convolvulus cantabrica L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		87,5	100
Allium cf. sphaerocephalon	X	X				X			X			X			X	X																		x	43,75	1
Ranunculus bulbosus L., 1753			X		X		X	X			X	X		X						X		X	X				X	X						43,75	50
Teucrium chamaedrys L., 1753					X		X	X		X		X	X					X				X		X	X				X	X				37,5	37,5
Inula montana L., 1753	X	X				X			X					X	X			X	X		X		X					X	X	X	X			37,5	62,5
Teucrium montanum L., 1753			X									X	X			X		X			X	X						X	X	X	X			25	62,5
Stachys recta L., 1767			X				X	X						X							X													25	18,75
Mercurialis annua L., 1753				X		X	X				X																							25	0
Argyrolobium zanonii (Turra) P.W.Ball, 1968	X			X	X													X				X							X					18,75	18,75
Biscutella laevigata L., 1771		X				X				X												X	X		X					X				12,5	25
Thymus cf. longicaulis auct.							X		X													X		X		X	X		X					12,5	37,5
Eryngium campestre L., 1753	X																				X													6,25	6,25
Hippocrepis comosa L., 1753																	X			X										X				1	12,5
Salvia pratensis L., 1753																	X																x	1	1
Muscari comosum (L.) Mill., 1768																	X																x	1	1
Linum suffruticosum L., 1753																								X	X		X		X					0	31,25
Bromopsis erecta (Huds.) Fourr., 1869																						X												0	6,25
Carex halleriana Asso, 1779																																	x	0	1
Koeleria vallesiana (Honck.) Gaudin, 1808																																	x	0	1
Ononis spinosa subsp. spinosa L., 1753																																	x	0	1
Pimpinella saxifraga L., 1753																																	x	0	1

En conclusion, la variabilité interannuelle du cortège floristique de ce site semble plutôt liée aux taxons rares et donc plus difficilement décelables, cela étant accentué par la variabilité interannuelle des conditions climatiques et son influence sur le développement plus ou moins précoce de ces taxons.

Coteau de Pujols

En 2017, 22 taxons étaient recensés dont 1 rare tandis qu'en 2018, 36 taxons ont été contactés dont 4 rares. Ici également, la quasi-totalité des taxons notés en 2017 ont été revus en 2018 hormis *Catapodium rigidum*, une espèce annuelle assez discrète. Par ailleurs, seuls 4 taxons sur les 14 nouveaux observés en 2018 ont été notés dans 2 quadrats ou plus (≥ 12,5%), les autres étant rares (4 taxons) ou notés dans un seul quadrat (6 taxons). Ainsi, près de 60% des taxons sont communs aux 2 campagnes.

Les différences principales constatées à travers cette analyse diachronique concernent plusieurs espèces dont la détection semble dépendre de la phénologie. Nous retrouvons d'abord les Poacées *Briza media* et *Festuca* cf. *rubra* subsp. *rubra* pour lesquelles la détection et/ou la fréquence sont significativement différentes entre les 2 lectures. Ensuite, *Centaurium erythraea* est notée seulement en 2018 dans 3 quadrats. Enfin, la notation de *Prunella grandiflora* seulement en 2017 et de *Prunella vulgaris* seulement en 2018 montre les limites de détermination au stade végétatif. Le delta de 11 jours entre les dates de passage 2017 et 2018, couplé au facteur météorologique, semble déterminant dans la détection et l'identification des espèces. De plus, le passage 2017 daté du 12 mai apparaît relativement précoce pour ce type de pelouse tandis que le passage 2018 daté du 23 mai se situe davantage dans la période phénologique optimale mais reste tout de même légèrement précoce.

En conclusion, la variabilité interannuelle du cortège floristique de ce site semble plutôt liée à des passages mal calibrés par rapport à l'optimum phénologique, surtout pour celui de 2017. Nous constatons simplement une meilleure détection et détermination des taxons « critiques » en passant plus tardivement. Ces éléments permettent donc de définir avec plus de précision les bornes temporelles de l'optimum phénologique. Ainsi, sur ce site, les passages ultérieurs devront être réalisés préférentiellement à partir du 25 mai en cas d'année à développement précoce des végétations ou à partir de début juin de façon générale.

Tab. XXII. Tableau de synthèse des suivis 2017 et 2018 (Coteau de Pujols).

Site	Pujols (33)																	Pujols (33)																	
Date de lecture	12/05/2017																	23/05/2018																	
Observateur(s)	Emilie VALLEZ, Jean-Claude ABADIE, Anthony LE FOULER, Kévin ROMEYER																	Kévin ROMEYER, Rémi DAVID (CBNSA)																	
Code suivi	20170512-KR01Q																	20170512-KR01Q																	
Pente (°)	25°																	25°																	
Exposition	Sud Sud-Ouest																	Sud Sud-Ouest																	
Type de sol	?																	?																	
Roche mère	Calcaires marneux																	Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000	Eocène moyen et supérieur																	Eocène moyen et supérieur																	
BRGM 1/50000	Formations fluvio-lacustres. Oligocène inférieur. Molasses du Fronsadais, partie supérieure. Molasses argilo-gréseuses carbonatées jaunâtres à grises																	Formations fluvio-lacustres. Oligocène inférieur. Molasses du Fronsadais, partie supérieure. Molasses argilo-gréseuses carbonatées jaunâtres à grises																	
Sol nu (%)	5	10	10	20	5	5	15	30	10	10	15	5	0	5	0	5		5	10	5	40	30	10	30	40	35	30	15	15	5	10	5	0		
Litière (%)	0	0	0	15	10	5	5	10	5	10	15	10	15	15	10			30	20	30	20	40	20	20	25	10	10	30	25	40	25	40	60		
Recouvrement strate bryolichénique	50	60	40	10	10	20	10	30	10	15	10	10	5	5	5			Pelouse du *Mesobromion erecti*																	
Strate 1	Pelouse du *Mesobromion erecti*																																		
Hauteur de la strate	5	10	5	5	5	5	5	5	5	5	10	5	10	10				8	12	12	10	10	12	12	8	8	10	8	8	8	10	10	12		
Recouvrement de la strate	70	75	70	60	65	80	60	50	80	90	90	85	90	90	90			65	75	70	50	50	80	50	35	50	60	65	60	60	55	60	65	75	
Taxons \ Quadrats élémentaires	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Espèces rares	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Espèces rares	Fréquence 2017	Fréquence 2018
Hippocrepis comosa L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100	100
Bromopsis erecta (Huds.) Fourr., 1869	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100	100
Pilosella officinarum F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		93,75	100
Carex flacca Schreb., 1771	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		87,5	93,75
Seseli montanum L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		87,5	93,75
Brachypodium rupestre (Host) Roem. & Schult., 1817	X	X	X	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X					X	X	X	X	X			62,5	68,75
Cf. Prunella grandiflora / Cf. Prunella vulgaris L., 1753		X			?	X	X	X				X		X	X	X			X	X	X	X	X	X				X	X	X	X	X			56,25	25
Plantago lanceolata L., 1753	X	X			X	X			X	X			X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X				X	X	X	X	X			50	68,75
Origanum vulgare L., 1753	X		X		X	X			X	X	X							X		X	X				X										43,75	31,25
Salvia pratensis L., 1753	X				X	X	X				X											X	X	X		X						X			31,25	25
Cf. Prunella laciniata (L.) L., 1763	X					X	X						X						X			X	X	X			X	X	X	X	X	X			25	50
Scabiosa columbaria L., 1753						X				X	X					X						X	X	X			X	X	X	X	X	X			25	62,5
Linum strictum L., 1753							X	X	X	X														X			X	X	X	X	X				25	12,5
Briza media L., 1753				X							X		X					X	X		X	X	X				X	X	X	X	X	X			18,75	75
Erynglum campestre L., 1753	X							X		X													X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			18,75	31,25
Galium cf. album Mill., 1768 / Galium album Mill., 1768							X				X					X								X											18,75	6,25
Carlina vulgaris L., 1753			X						X																										12,5	6,25
Orchidaceae Juss., 1789 / Serapias vomeracea (Burm.f.) Briq., 1910						X			X																	X								12,5	6,25
Poterium sanguisorba L., 1753										X										X		X							X	X				6,25	25
Anacamptis pyramidalis (L.) Rich., 1817		X																									X							6,25	6,25
Catapodium rigidum (L.) C.E.Hubb., 1953								X																										6,25	0
Ranunculus bulbosus L., 1753																	X										X				X				12,5
Leucanthemum vulgare Lam., 1779																		X				X												0	6,25
Cf. Centaurium erythraea Rafn, 1800																											X							0	18,75
Daucus carota L., 1753																						X							X		X			0	12,5
Sherardia arvensis L., 1753																								X			X								0	12,5
Festuca cf. rubra subsp. rubra L., 1753																			X				X			X	X			X		X		0	37,5
Medicago minima (L.) L., 1754																							X			X				X				0	6,25
Muscari comosum (L.) Mill., 1768																									X									0	6,25
Cynodon dactylon (L.) Pers., 1805																			X															0	6,25
Trisetum flavescens subsp. flavescens (L.) P.Beauv., 1812																			X															0	6,25
Vicia segetalis Thuill., 1799																			X															0	6,25
Blackstonia perfoliata (L.) Huds., 1762																																	X	0	1
Galium cf. x pomeranicum Retz., 1795																																	X	0	1
Lathyrus latifolius L., 1753																																	X	0	1
Thesium humifusum subsp. humifusum DC., 1815																																	X	0	1

5.1.3 Discussion

- **Complément et ajustement de la méthode de suivi**

Actuellement, un seul point d'échantillonnage, défini par un quadrat paysager et un quadrat de fréquence emboîtés, est utilisé pour suivre la flore et les végétations d'un site. Des réflexions sont en cours pour améliorer la robustesse de l'échantillonnage sur un site à travers la mise en place d'un second point d'échantillonnage ou au moins d'un second quadrat de fréquence. Ces réplicats permettraient d'intégrer davantage la variabilité floristique et structurale d'un site, et ainsi nuancer les résultats obtenus à partir d'un unique quadrat (BESNARD & SALLES, 2010), mais nécessitent d'y passer davantage de temps. Un compromis sera donc à chercher entre le suivi le plus fin possible d'un site et le nombre de sites possible à suivre sur le long terme et au cours d'une saison.

- **Evaluation de la variabilité interannuelle**

Si la démarche d'analyses permettant de mesurer la variabilité interannuelle des quadrats a pu être précisée, la comparaison statistique n'a pas pu être réalisé ici et présentée dans ce rapport. Elle fera l'objet d'un développement spécifique dans un futur rapport et pourra se baser sur une troisième campagne de relevés, réalisée en 2019, qui permettra de mieux caractériser cette variabilité interannuelle taxon par taxon et à l'échelle du quadrat.

Les conclusions de la comparaison descriptive pour les 2 sites relus en 2017 et 2018 pointent principalement une meilleure détection et détermination des espèces associées à un passage plus tardif. La calibration de la période optimale de suivi peut donc être effectuée avec plus de précision à partir de ces éléments. Globalement, un passage légèrement plus tardif par rapport à l'optimum phénologique semble à privilégier à l'avenir car il est préférable de détecter une espèce en fin de développement que de ne pas la détecter du tout. Ainsi, pour les sites dont les pelouses se rattachent au *Xerobromion erecti*, les suivis devront s'opérer entre fin mai et fin juin. Pour les sites hébergeant des pelouses *Mesobromion erecti*, la période optimale apparaît plus courte et les suivis devront s'opérer entre début et fin juin.

Par ailleurs, nous constatons une hétérogénéité dans la notation des taxons rares, non observés au sein des quadrats élémentaires (25 centimètres de côté) et recherchés à l'échelle du quadrat de fréquence entier (4 mètres de côté). Si cela peut également être lié à la phénologie des espèces et à des passages trop précoces, on pourrait aussi signaler le biais plus important de l'inventaire à plus grande échelle car l'effort d'échantillonnage par unité de surface est plus faible. Cette remarque est valable principalement pour les taxons discrets (ex : taxons annuels).

Par la suite, il serait intéressant d'intégrer les paramètres météorologiques relevés sur les sites et de combiner l'ensemble des variables pour visualiser à quel type de variabilité climatique est liée la variabilité floristique pour chaque site.

- **Perspectives d'analyses**

Deux champs sont à explorer en termes d'analyse des mesures quantitatives de la diversité floristique. D'une part, la comparaison intra-site des différents suivis réalisés d'année en année permettra d'évaluer la variabilité floristique interannuelle. D'autre part, la mise en commun des données de suivis récoltées sur l'ensemble des sites permettra de définir la variabilité géographique de la flore des pelouses calcaires de Nouvelle-Aquitaine.

Pour cela, des analyses multivariées seront réalisées sur l'ensemble des données du réseau et mises en lien avec les données microclimatiques récoltées par les stations météorologiques installées sur sites. Ceci devrait nous amener à définir une typologie de sites par type de végétation, types qui pourront alors être rattachés à des caractéristiques climatiques particulières.

Ce principe, appliqué dans un premier temps aux données récoltées à un temps donné, pourra être transposé aux données nouvelles, afin de visualiser les trajectoires d'évolution des types d'assemblages floristiques préalablement établis.

- Perspectives de suivis

Tout d'abord, l'année 2019 servira à la réalisation de la seconde campagne de relevés sur la plupart des sites équipés de dispositifs et suivis en 2017 et 2018 (17 sites concernés). Elle sera par ailleurs l'occasion de poursuivre le travail engagé sur la variabilité floristique interannuelle sur les 2 sites « test » à travers une troisième campagne de relevés.

Afin de limiter le biais d'échantillonnage en termes géographique et de types de communautés végétales lié à l'absence ou au petit nombre de sites définis dans les ex-régions Limousin et Poitou-Charentes, des suivis complémentaires seront réalisés. Ainsi, une dizaine de nouveaux sites devraient être équipés de dispositifs. Leur sélection se basera, en Poitou-Charentes, sur l'existence d'un réseau de suivis des pelouses sèches (Fy & Bissot, 2014).

Enfin, un travail de synthèse plus approfondi sur les différentes végétations recensées sur chaque site sera effectué et servira à préciser les trajectoires dynamiques dont il faudra tenir compte dans les travaux de modélisation réalisés en parallèle. Une analyse des traits de vie des espèces (types biologiques, mode de dissémination) et de leur spectre chorologique apporteront une meilleure connaissance des conditions stationnelles pour chaque site.

5.2 Populations de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles

Auteurs : Fanny Mallard (§ 5.2.1 à 5.2.4), Sandy Bulté (§ 5.2.1), Contributeurs : Gachet Thomas, Gourvil Pierre-Yves

Les pelouses calcicoles ont été identifiées comme milieu sec potentiellement impacté par le changement climatique. Face à ce phénomène, le cortège floristique de ces pelouses pourrait connaitre d'importantes modifications susceptibles d'entrainer des impacts sur les communautés de lépidoptères et d'ascalaphes associées à ces milieux. En effet, certaines espèces dépendent de plantes spécifiques appelées plantes hôtes que l'on retrouve uniquement dans ces milieux. De plus, l'optimum de développement des lépidoptères et des ascalaphes, comme pour les autres insectes, risque d'être influencé par le réchauffement climatique provoquant des évolutions spatio-temporelles des cortèges (MALLARD, 2016a ; MALLARD, 2017b).

Ainsi, plusieurs hypothèses peuvent être émises quant à leur réponse face au changement climatique. Les espèces pourraient être capables soit de s'adapter au nouveau contexte environnemental, ne modifiant pas ou peu les cortèges de pelouse calcicole, soit de déplacer leur aire de répartition pour suivre les conditions qui leur conviennent, ainsi des espèces d'affinité méditerranéennes pourraient apparaitre ou bien se développer davantage. Ou bien, une autre hypothèse est que les espèces pourraient être sujettes à des disparitions locales.

La mise en place de protocoles de suivis standardisés à long terme des indicateurs biologiques « les lépidoptères de pelouses calcicoles » est nécessaire pour la modélisation de projections des impacts du changement climatique sur l'état des populations. L'année 2016 a permis de mettre en place et de tester le protocole de suivi des lépidoptères et la méthodologie d'analyses mécanistiques et statistiques (MALLARD, 2016b). Dans ce rapport, les observations des deux années de suivis 2017-2018 permettent d'évaluer et d'optimiser le protocole d'échantillonnage.

En pratique, l'observation exhaustive des espèces lépidoptères ne peut pas être réalisée. Elle est ainsi remplacée par des échantillonnages dont l'effort d'observation associé est estimé par un taux de couverture calculé à partir du profil de diversité déduit du dénombrement en particulier des singletons. Ce taux de couverture permet de qualifier l'effort d'échantillonnage. Les graphiques des profils de diversité en fonction de q (nombre de Hill) peuvent être ensuite résumés par quelques paramètres. Sur plusieurs années de suivis, ces données de lissage sont des éléments qui peuvent être comparés pour un même site, dans le temps, par rapport aux variations climatiques, et analysés entre plusieurs sites de même nature, par exemple, ici, les pelouses calcicoles (MALLARD, 2016b ; MALLARD, 2017b).

5.2.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

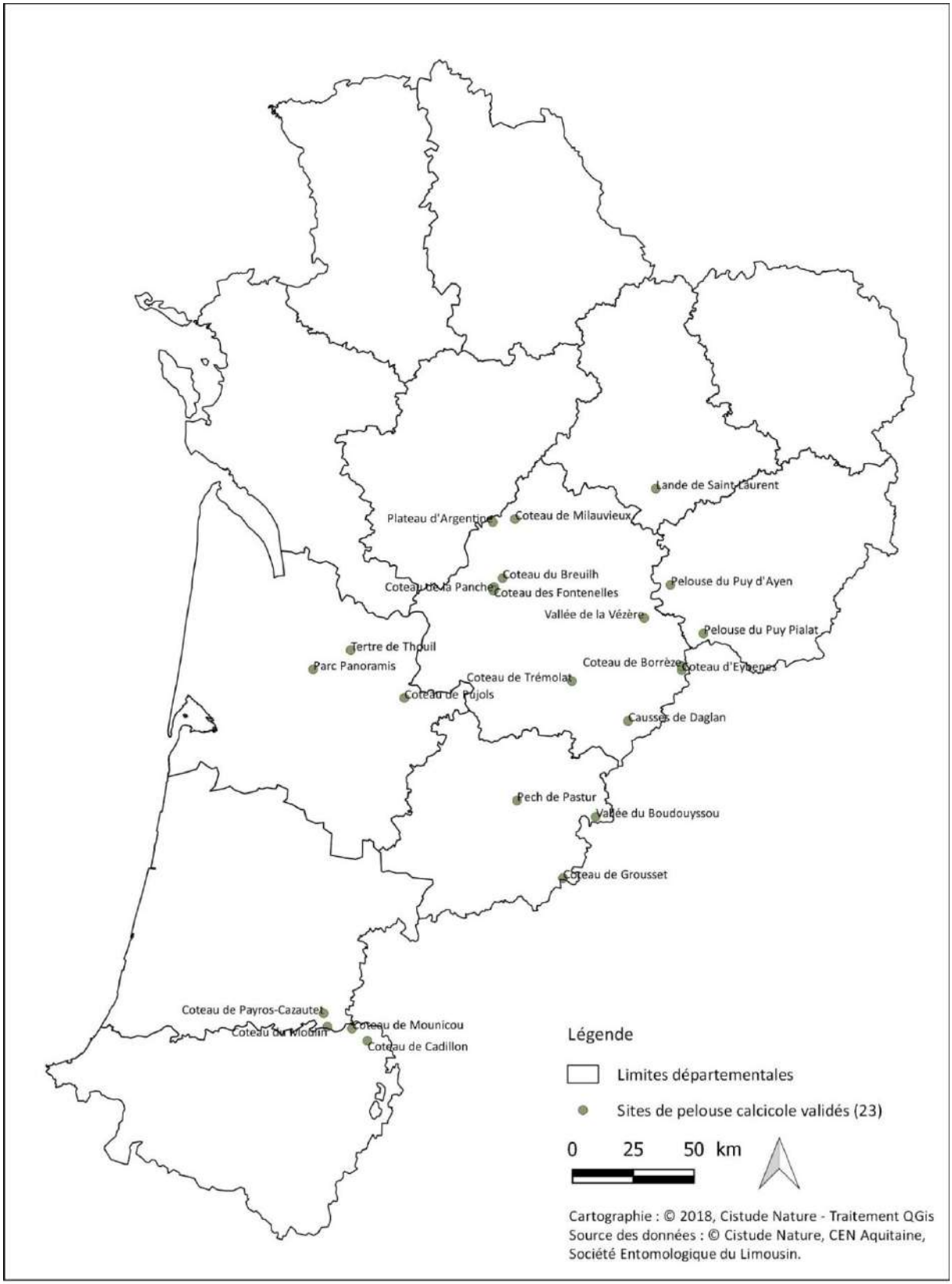
La sélection des sites s'est réalisée selon l'hypothèse que les facteurs anthropiques susceptibles d'impacter la biodiversité sont limités sur une pelouse calcicole considérée en bon état de conservation, ce qui permettrait de dissocier les effets du changement climatique des autres facteurs anthropiques sur les réponses observées de la biodiversité. Ainsi, les sites de pelouses calcicoles ont été choisis en fonction de leur bon état de conservation.

- **Description des sites choisis**

En 2017, le site « Coteau de la Panche », qui comptait deux transects, était en cours de validation. En 2018, ce site a été validé et deux autres transects ont été ajoutés sur une autre partie du même coteau (Fig. 74).

En 2018, le programme s'est étendu à la région Nouvelle-Aquitaine. Dans ce cadre-là, trois nouveaux sites situés en Corrèze et en Haute-Vienne ont été ajoutés. Il s'agit des sites suivant : « Lande de Saint-Laurent » (87), « Pelouse du Puy d'Ayen » (19) et « Pelouses du Puy Pialat » (19) (Fig. 74, Tab. XXIII)

Au total, ce sont 23 sites de pelouses calcicoles qui sont validés pour les suivis du cortège de lépidoptères (10 en Dordogne, 3 en Gironde, 2 dans les Landes, 3 en Lot-et-Garonne, 2 dans les Pyrénées-Atlantiques, 2 en Corrèze, 1 en Haute-Vienne).



Sites validés pour les suivis du cortège de lépidoptères et d'ascalaphes en pelouse calcicole.

Fig. 74. Situation géographique des sites validés pour les suivis de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles.

Tab. XXIII. Caractéristiques des sites validés en 2018 pour les suivis du cortège de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles.

Commune	Nom du site	Superficie (ha)	Statut	Propriétaire / Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
Saint-Sulpice-de-Roumagnac	Coteau de la Panche	10	/	Privé	Oui	Cistude Nature	Bulté Sandy	[redacted]	[redacted]
Ayen	Pelouse du Puy d'Ayen	0,9	/	Commune	Oui	Société Entomologique du Limousin	Chambord Romain	[redacted]	[redacted]
Nespouls	Pelouse du Puy Pialat	1,37	Site CEN	CEN Limousin	Oui	Société Entomologique du Limousin	Chambord Romain	[redacted]	[redacted]
La Roche l'Abeille	Lande de St-Laurent	31,42	Natura 2000	Commune	Oui	Société Entomologique du Limousin	Chambord Romain	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

La méthodologie de comptage des lépidoptères est basée sur le programme national du suivi temporel des Rhopalocères de France (STERF) du programme d'observatoires de la biodiversité Vigie-Nature (MANIL & HENRY, 2007). Ainsi, selon la surface d'habitat homogène, un à huit transects de 100 mètres ont été définis sur chaque site, chacun parcourus en un temps identique (10 ± 1 min.). Les transects des nouveaux sites ont été matérialisés par des points GPS (Tab. XXIV) et ont également été cartographiés (Annexe 5).

Au total, ce sont 60 transects qui sont parcourus chaque année pour les suivis des lépidoptères et ascalaphes de pelouses calcicoles.

Tab. XXIV. Caractéristiques des transects des sites validés en 2018 pour les suivis de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles.

Dép.	Nom du site	Dénom. transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	LatitudeY1	LongitudeX1	LatitudeY2	LongitudeX2
24	Coteau de La Panche	T1	100	130	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
24	Coteau de la Panche	T2	100	130	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
24	Coteau de La Panche	T3	100	130	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
24	Coteau de la Panche	T4	100	130	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
19	Pelouse du Puy d'Ayen	T1	100	310	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
19	Pelouse du Puy Pialat	T1	100	276	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Lande de St-Laurent	T1	100	390	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Lande de St-Laurent	T2	100	393	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Lande de St-Laurent	T3	100	393	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Lande de St-Laurent	T4	100	399	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]

- Méthode de relevés et détermination des espèces

Dans les rapports précédents du programme les sentinelles du climat, pour chaque transect de 100m, parcouru chacun en 10 min (± 1 min), tous les imagos de lépidoptères et d'ascalaphes, identifiables à vue, sont comptés dans une boite virtuelle de 5m de côté se déplaçant devant l'observateur (MALLARD, 2016b ; MALLARD, 2017b).

Lors d'une journée terrain, les chargés de suivis des lépidoptères du programme ont échangé sur tous les éléments du protocole (positionnement des transects sur site, méthode de relevés, boite virtuelle, temps d'observation, détermination des espèces et des groupes indéterminés, etc.). Deux ateliers ont été effectués afin d'analyser dans la pratique l'effet observateur sur un site de pelouse calcicole, le Coteau de Pujols (Fig. 75), et sur un site de lande humide, la Lande de Brousteyrot. L'atelier de la boite virtuelle consistait à positionner sur le terrain 6 cordes de 6 longueurs différentes (4m, 5m, 6m, 7m, 8m). Les chargés de suivis se positionnaient dans un premier temps au milieu de chaque corde pour choisir la longueur qu'ils estimaient de 2.5 m de côté de part et d'autre. Dans un second temps, ils se positionnaient au bout de la corde pour estimer la largeur de 5 m. Les résultats de l'atelier sont les suivants : 1) estimation de la longueur de la boite virtuelle 5.67 m ± 0.72 ; 2) estimation de la largeur de la boite virtuelle 5.40 m ± 0.82. L'atelier du temps de parcours consistait sur le terrain pour les chargés de suivis de réaliser en 10 min un transect de 100m en pelouse calcicole et 200m en lande humide en même temps. Les résultats de cet atelier sont les suivants : en pelouse calcicole le temps de parcours est de 09:32 ± 0:38 et en lande humide de 09 :01 ± 1 :03.



Fig. 75. Atelier « boite virtuelle » (à gauche) et atelier « temps de parcours » (à droite) sur le site Coteau de Pujols (33) le jeudi 19 avril 2018 (© J. Poujol).

Les échanges ont également concernés les déterminations des espèces. Pour les espèces non identifiables à vue, elles peuvent être capturées au filet pour être déterminées à la fin du transect, voire prélevées si la détermination nécessite l'examen des genitalia.

Sur le terrain, les données peuvent être notées sur une fiche de relevé ou bien à l'aide de smartphone. Le CEN Aquitaine utilise notamment sur le terrain des smartphones dotés de l'application open source ODK Collect sur système Android. Cette application permet d'éditer des formulaires adaptés au protocole terrain "Sentinelles du Climat" et simplifie grandement la gestion des données. Les données sont saisies directement sur le terrain puis rapatriées automatiquement dans la base de données Kollect du CEN Aquitaine pour vérification et validation.

La notation de l'espèce observée dans le formulaire (ou sur la fiche de relevé) est liée à une liste prédéfinie, limitée aux espèces connues en Nouvelle-Aquitaine. Cette liste est basée sur les connaissances acquises grâce à la synthèse du pré-atlas Aquitaine publiée en 2016 (GOURVIL et al., 2016) et à la démarche d'Atlas des rhopalocères et zygènes initiée depuis 2017 en Aquitaine. Ainsi, seules les espèces connues en Nouvelle-Aquitaine apparaissent dans le formulaire de saisie. Cela permet de limiter les erreurs de saisies et de détermination. Une mise à jour de la liste d'espèces peut être réalisée en cas de découverte d'une nouvelle espèce sur le territoire.

Dans le cadre du protocole de suivi, une détermination la plus précise possible est demandée. Cependant, il n'est pas toujours possible d'observer les critères ou de capturer les imagos pour les déterminer. Par conséquent, afin d'avoir des données les plus précises possible, différents niveaux ont été constitués selon le degré de détermination suite aux échanges avec les chargés de suivis. Ils sont basés sur les niveaux déjà établis dans le cadre du protocole STERF (MANIL & HENRY, 2007). Ces niveaux ont été adaptés au protocole afin d'intégrer les zygènes et de limiter la liste aux espèces présentes en région. La première catégorie est très large et permet d'intégrer les cas d'observations trop rapides dans une catégorie moins large que « rhopalocère sp. » en limitant à une ou plusieurs espèces. Trois niveaux sont utilisés :

- niveau 1 : grande catégorie basée essentiellement sur la couleur et la taille ;
- niveau 2 : catégorie plus précise listant plusieurs espèces potentielles ;
- niveau 3 : nom de l'espèce.

Dans la mesure du possible, il est recommandé aux observateurs de limiter l'utilisation du niveau 1.

Dans le cas d'espèces à détermination délicate, les critères principaux permettant d'assurer une bonne détermination ont été regroupés dans un tableau synthétique (Annexe 6). L'analyse des pièces génitales est demandée pour certaines espèces (Tab. XXV), comme précisé dans la méthode d'examen des genitalia du tome IV du rapport annuel 2017. De plus, les observateurs participants au programme ont été conviés à une formation des espèces à détermination délicate organisée par le CEN Aquitaine dans le cadre de l'Atlas des rhopalocères et zygènes d'Aquitaine.

Tab. XXV. Liste des groupes d'espèces ou espèces pour lesquels un prélèvement est nécessaire.

Genre / Espèce	Prélèvement	Raisons
Leptidea	Oui	Pour différencier Leptidea sinapis de L. reali
Pyrgus	Oui	Pour différencier Pyrgus alveus / P. armoricanus et Pyrgus malvae / P. malvoides
Zygènes de couleurs vertes	Oui	Pour différencier les différentes espèces du genre Adscita et Jordanita
Melitaea	Possible directement sur le terrain (mâles).	Pour différencier Melitaea athalia / M. helvetica ; Melitaea deione / M. parthenoides / M. phoebe

- Conditions météorologiques requises

Les suivis sont effectués entre 10h et 17h dans de bonnes conditions météorologiques :

- couverture nuageuse d'au maximum 75% ;
- pas de pluie ;
- vent inférieur à 40km/h (échelle de Beaufort inférieure à 6) ;
- température minimale de 13°C par temps ensoleillé et 17°C par temps nuageux ;
- température maximale de 32°C au lieu de 35°C.

- Nombre de campagne de relevés

Selon les sites, quatre à huit passages sont effectués par an et répartis entre mai et août, avec au moins un passage par mois. Les suivis sont espacés d'au moins 15 jours et sont réalisés d'une année sur l'autre les mêmes semaines jusqu'en 2021, préférentiellement durant les deux premières semaines de chaque mois. Le Tab. XXVI indique les dates de suivis pour les années 2016, 2017 et 2018.

Tab. XXVI. Dates des suivis 2016, 2017, 2018.

Nom du site	2016					2017					2018						
	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Observateur	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Observateur	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Passage 5	Passage 6	Observateur
Causse de Daglan	17/08/2016				Fanny Mallard	04/05/2017	08/06/2017	05/07/2017	03/08/2017	Sandy Bulté	06/05/2018	20/06/2018	10/07/2018	08/08/2018			Sandy Bulté
Coteau de Trémolat	08/08/2016				Fanny Mallard	04/05/2017	07/06/2017	04/07/2017	02/08/2017	Sandy Bulté	04/05/2018	19/06/2018	09/07/2018	23/07/2018	07/08/2018	22/08/2018	Sandy Bulté
Vallée de la Vézère	11/08/2016				Fanny Mallard	04/05/2017	07/06/2017	04/07/2017	02/08/2017	Sandy Bulté	04/05/2018	19/06/2018	09/07/2018	23/07/2018	07/08/2018	22/08/2018	Sandy Bulté
Coteau de la Panche						17/05/2017	16/06/2017	18/07/2017	14/08/2017	Sandy Bulté	18/05/2018	25/06/2018	18/07/2018	21/08/2018			Sandy Bulté
Coteau des Fontenelles						17/05/2017	16/06/2017	18/07/2017	14/08/2017	Sandy Bulté	18/05/2018	25/06/2018	18/07/2018	21/08/2018			Sandy Bulté
Coteau de Milauvieux						17/08/2017				Sandy Bulté	11/05/2018	26/06/2018	19/07/2018	15/08/2018			Sandy Bulté
Plateau d'Argentine	03/08/2016				Fanny Mallard	16/05/2017	15/06/2017	17/07/2017	17/08/2017	Sandy Bulté	11/05/2018	26/06/2018	19/07/2018	15/08/2018			Sandy Bulté
Coteau de Borrèze	28/06/2016	26/07/2016			Benoit Duhazé	13/06/2017	13/07/2017	17/08/2017		Benoit Duhazé	23/05/2018	13/06/2018	26/06/2018	30/07/2018	08/08/2018	30/08/2018	Benoit Duhazé
Coteau d'Eybènes	28/06/2016	26/07/2016			Benoit Duhazé	13/06/2017	13/07/2017	17/08/2017		Benoit Duhazé	23/05/2018	13/06/2018	26/06/2018	30/07/2018	08/08/2018	30/08/2018	Benoit Duhazé
Coteau du Breuilh						15/06/2017	12/07/2017	22/08/2017		Benoit Duhazé	23/05/2018	13/06/2018	27/06/2018	30/07/2018	08/08/2018		Benoit Duhazé
Vallée de l'Isle	11/08/2016				Fanny Mallard	24/05/2017	22/06/2017			Sandy Bulté							
Coteau de Pujols	10/08/2016				Fanny Mallard	09/05/2017	07/06/2017	14/08/2017		David Lessieur	23/05/2018	07/06/2018	19/07/2018	08/08/2018			David Lessieur
Parc Panoramis	09/08/2016				Fanny Mallard	22/05/2017	21/06/2017	24/07/2017	22/08/2017	Sandy Bulté	10/05/2018	07/06/2018	02/07/2018	26/07/2018	02/08/2018	24/08/2018	Sandy Bulté
Tertre de thouil						12/05/2017	13/06/2017	11/07/2017	08/08/2017	Sandy Bulté	10/05/2018	07/06/2018	03/07/2018	01/08/2018			Sandy Bulté
Coteau du Moulin	25/05/2016	30/06/2016			Pierre-Yves Gourvil	23/05/2017	16/06/2017	26/07/2017	07/08/2017	Simon Caubet	08/06/2018	06/08/2018	07/05/2018	09/07/2018			Simon Caubet
Payros-Cazautet	25/05/2016	30/06/2016			Pierre-Yves Gourvil	23/05/2017	16/06/2017	26/07/2017	07/08/2017	Simon Caubet	08/06/2018	06/08/2018	07/05/2018	09/07/2018			Simon Caubet

Nom du site	2016					2017					2018						
	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Observateur	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Observateur	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Passage 5	Passage 6	Observateur
Ruisseau des Gascons	16/08/2016				Fanny Mallard												
Coteau de Grousset						09/05/2017	14/06/2017	07/07/2017	07/08/2017	Sandy Bulté	07/05/2018	21/06/2018	11/07/2018	24/07/2018	10/08/2018	22/08/2018	Sandy Bulté
Vallée du Boudouyssou	12/08/2016				Fanny Mallard	09/05/2017	14/06/2017	07/07/2017	07/08/2017	Sandy Bulté	07/05/2018	21/06/2018	11/07/2018	10/08/2018			Sandy Bulté
Pech de Pastur	05/08/2016				Fanny Mallard	15/05/2017	12/06/2017	13/07/2017	11/08/2017	Florent Hervouet	07/06/2018	10/07/2018	02/05/2018	07/08/2018			Florent Hervouet
Coteau de Cadillon	11/08/2016				Pierre-Yves Gourvil	04/05/2017	16/06/2017	12/07/2017	07/08/2017	Simon Caubet	08/06/2018	08/08/2018	07/05/2018	09/07/2018			Simon Caubet
Coteau de Mounicou	11/08/2016				Pierre-Yves Gourvil	04/05/2017	16/06/2017	12/07/2017	07/08/2017	Simon Caubet	08/06/2018	08/08/2018	07/05/2018	09/07/2018			Simon Caubet
Pelouse du Puy Pialat											01/06/2018	11/07/2018	11/08/2018				Romain Chambord
Pelouse du Puy d'Ayen											01/06/2018	11/07/2018	11/08/2018				Romain Chambord

- Fiche de relevés

Chaque observateur note pour chaque transect les heures de comptage de début et fin du transect avec la mention du temps de pause, le nombre d'individus par espèce et les conditions météorologiques de début du transect.

Sur le terrain, les données peuvent être relevées sur une fiche de relevé ou bien à l'aide de smartphone (Fig. 76).

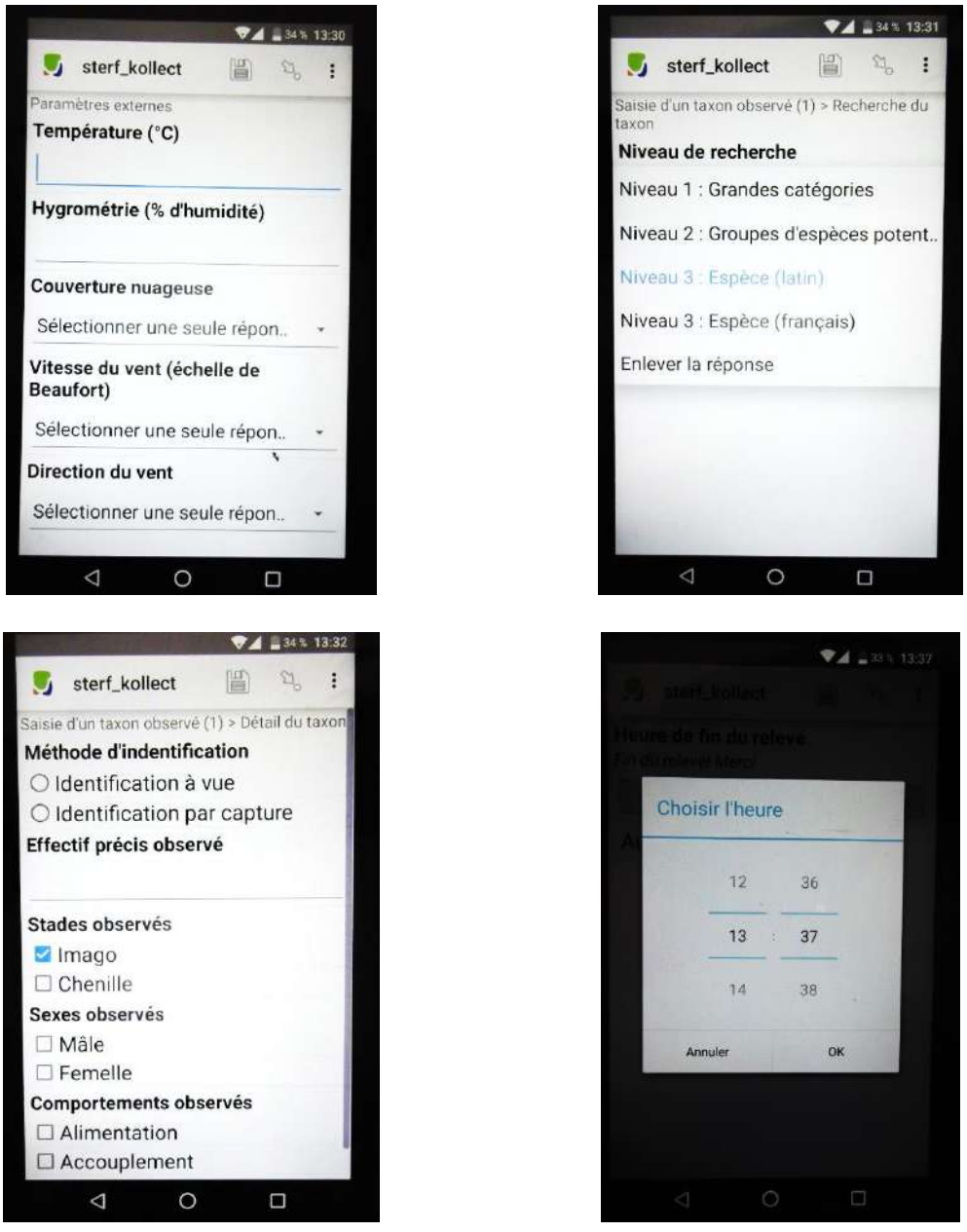


Fig. 76. Extraits de l'application open source ODK Collect sur système Android du CEN Aquitaine.

5.2.2 Analyses mécanistiques et statistiques

Les plans d'analyses mécanistiques et statistiques des données de suivis des lépidoptères des pelouses sèches notées « MS » et des landes humides notées « MH » ont été mis en place et décrits dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat. Les analyses mécanistiques utilisent des formes de fonctions d'agrégation de données reliées à des processus, par exemple la forme analytique de Weibull est aussi liée à une équation différentielle décrivant une vitesse d'évolution d'un état, lié au niveau de l'état lui-même et cela de façon non linéaire. L'analyse statistique regroupe des données qui vont être utilisées pour aborder l'analyse mécanistique dont les paramètres sont eux-mêmes analysables statistiquement.

Les comptages sur le terrain des individus sont réalisés principalement à plus de 75% à l'espèce ou associé à des groupes d'espèces pour les individus non identifiables à l'espèce dans la durée impartie au comptage. L'observation ne permet pas d'identifier toujours l'espèce de l'individu, de le prélever, mais donne accès à un classement dans un groupe d'espèces. L'abondance des individus dans les groupes d'espèces est répartie ensuite dans les espèces potentielles, possibles afin d'avoir une analyse à l'espèce des suivis de lépidoptères de pelouses calcicoles. Par exemple, pour le classement de 2 individus mis dans le groupe « *Colias hyale, Colias alfacariensis* », 1 individu sera associé à *Colias hyale* et 1 individu à *Colias alfacariensis* si ces espèces ont été observées dans le milieu. Pour 3 individus, la répartition sera de 3/2 et 3/2 entrainant un nombre d'individus non entier. Pour le groupe des lépidoptères indéterminés, les individus sont répartis dans toutes les espèces observées et donnent accès à une analyse d'incertitude sans modifier significativement les résultats. L'analyse avec une base de données au niveau de l'espèce peut être ensuite agrégée au niveau du genre et de la famille.

En résumé, les étapes des analyses sont les suivantes :

- 1 – Terrain, Dénombrements,
- 2 – Base de données, Accumulation d'individus-espèces,
- 3 – Profils de diversité,
- 4 – Agrégation des données,
- 5 – Interpolation, extrapolation,
- 6 – Couverture,
- –7 – Similarités, recouvrements, analyses, statistiques, lien avec les données climatologiques.

Le diagramme suivant résume ces étapes de la construction et de l'analyse de la base de données des suivis lépidoptères dans un graphe. A la base de l'analyse se retrouvent les dénombrements de terrain, au cœur de l'analyse les « nombres de Hill », autour les lissages, la méthode de Bootstraps qui enveloppent les résultats (Fig. 77).

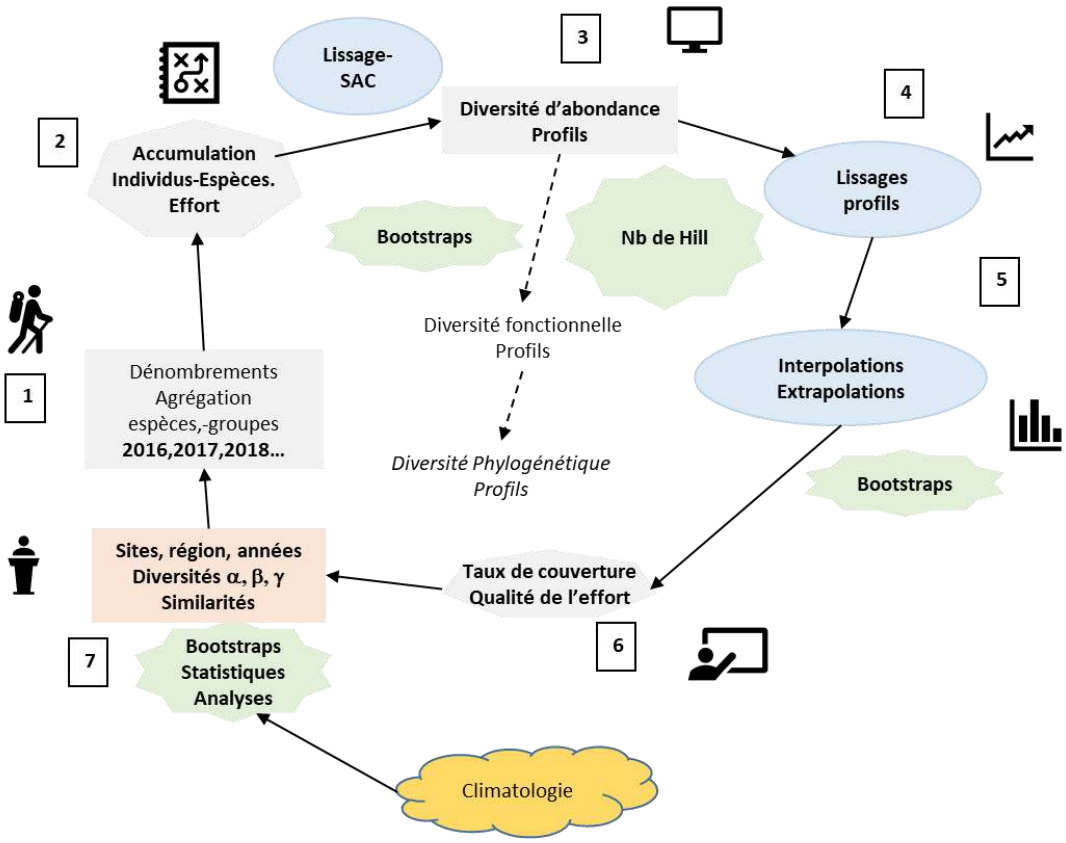


Fig. 77. Plan d'analyse des comptages de lépidoptères.

La description des résultats des analyses mécanistiques et statistiques est détaillée dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2017b). Dans la partie résultats, des codes de références courtes des sites de suivis sont utilisés pour les nommer (Tab. XXVII).

Tab. XXVII. Informations sur les sites de suivis des lépidoptères de pelouses calcicoles.

Région	Dépt.	Communes	Code Postal	Nom du site	Réf Courte
Aquitaine	24	Saint-Pompont	24170	Causses de Daglan	DAGLA
Aquitaine	24	Les Farges	24290	Vallée de la Vézère (Coteau des Farges)	VEZER
Aquitaine	24	La Rochebeaucourt-et-Argentine	24340	Plateau d'Argentine	ARGEN
Aquitaine	24	Rudeau-Ladosse	24340	Coteau de Milauvieux	MILAU
Aquitaine	24	Saint-Victor	24350	Coteau du Breuilh	BREUI
Aquitaine	24	Trémolat	24510	Coteau de Trémolat	CTREM
Aquitaine	24	Borrèze	24590	Coteau de Borrèze	CBORR
Aquitaine	24	Borrèze	24590	Coteau d'Eybènes	EYBEN
Aquitaine	24	Saint-Pardoux-de-Drône	24600	Coteau des Fontenelles	CFONT
Aquitaine	24	Saint-Sulpice-de-Roumagnac	24600	Coteau de la Panche	PANCH
Aquitaine	33	Villegouge	33141	Tertre de Thouil	THOUI
Aquitaine	33	Pujols	33350	Coteau de Pujols	CPUJO
Aquitaine	33	Carbon-Blanc	33560	Parc Panoramis	PANOR
Aquitaine	40	Payros-Cazautets	40320	Coteau de Payros-Cazautet	CPAYR
Aquitaine	40	Pimbo	40320	Coteau du Moulin	MOULI
Aquitaine	47	Saint-Urcisse	47270	Coteau de Grousset	GROUS
Aquitaine	47	Tournon-d'Agenais	47370	Vallée du Boudouyssou	BOUDO
Aquitaine	47	Pinel-Hauterive	47380	Pech de Pastur	PASTU
Aquitaine	64	Cadillon	64330	Coteau de Cadillon	CCADI
Aquitaine	64	Garlin	64330	Coteau de Mounicou	MOUNI
Limousin	19	Ayen	19310	Pelouse du Puy d'Ayen	PEPUY
Limousin	19	Nespouls	19600	Pelouse du Puy Pialat	PUYPI
Limousin	87	La Roche l'Abeille	87800	Lande de Saint-Laurent	LAURE

Outils – Les données et leurs traitements utilisent des moyens bureautiques de base de type tableurs et/ou des logiciels en libre accès sur le web. Les tableurs de type Excel permettent de créer et gérer la base de données de terrain qui sur 3 années présente environ 1000 lignes d'enregistrements classées dans 500 rubriques en colonnes qui ont été définies en lien avec l'OAFS. Des développements de quelques fonctions spécifiques en VBA sont associés à la base de données. Dans leur majorité, les analyses sont alors réalisables en interactif en grande partie avec les fonctions de base du tableur relatives aux bases de données et aux tableaux croisés dynamiques. Un complément de programmation en VBA simplifie toutefois l'écriture des fonctions utilisées. Des outils plus généraux en libre accès sont disponibles à différents niveaux de programmation et d'interactivités. Ils sont développés principalement sous le logiciel R©. Les tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel R© et XLSTAT©. Les tracés de profils de diversité et les figures d'interpolation et extrapolation avec une incertitude à 95% de confiance estimée à partir de 50 bootstrappings sont obtenus avec le logiciel iNEXT Online: « software for interpolation and extrapolation of species diversity » (Chao *et al.*, 2016). Le projet dispose en parallèle des modules de calculs pouvant se substituer à ces outils externes.

5.2.3 Résultats exploratoires

- Abondance et richesse

Les lépidoptères et ascalaphes de pelouses sèches ou pelouses calcicoles dites « MS » ont été suivis en 2018 sur 23 sites contenant de 1 à 8 transects parcourus de mai à fin août. La longueur de parcours réalisée en 10 minutes dans un transect est de 100m. Ce dernier est parcouru entre 3 à 6 fois dans l'année soit au total 12.5 ha de surface observée dans les pelouses calcicoles en 2018.

En 2018, le nombre d'individus observés en espèces et en groupes indéterminés est de 3025, répartis dans 73 espèces, nombre supérieur à l'année 2017, 2796 individus, 69 espèces et à l'année partielle de 2016, 511 individus, 46 espèces. Cela correspond à l'importance de la surface d'échantillonnage respectivement 12.55 ha en 2018, 9.65 ha en 2017 et 3.90 ha en 2016 (pour des transects de 150m en 2016). En 2018, 251 transects ont été visités, soit 25.1 km, 0.125 km², 12.5 ha.

En 2018, parmi les 3025 individus observés, 45 sont répartis dans le groupe indéterminé soit 1.5% des observations. En 2017, 2796 individus observés, 2480 identifiés à l'espèce et 316 à un niveau supérieur. En 2016, mise en place des protocoles, 511 individus observés, 426 identifiés à l'espèce et 85 à un niveau supérieur. 6332 individus observés dans les milieux secs sur les 3 années.

Selon les groupes, les individus sont répartis dans les espèces et le report des individus non identifiés d'un site sur les espèces conduit à des dénombrements non entiers. Parmi les espèces « possibles » des milieux de la région, les espèces « probables » de report sont choisies pour le milieu, en l'occurrence ici milieux secs, à partir du cumul de fin d'année des espèces identifiées dans le milieu. La « création » d'une espèce dite probable dans un site par accumulation d'espèces non identifiées n'est retenue qu'au-delà d'un nombre d'individus supérieur à 0.5. En pratique, les individus non identifiées sont inférieurs à 5%, et chaque individu est reporté sur par exemple 73 espèces et ne compte ainsi que pour 1/73ème d'individu, modifiant peu le calcul numérique, introduisant une incertitude faisant partie des observations.

Le nombre d'individus total analysé est de 2980, répartis dans 73 espèces de lépidoptères et ascalaphes. Dans les sites, le nombre d'individus varie de 8 (LAURE) à 309 (DAGLA) et de 8 espèces (LAURE)–11 espèces (PANOR) à 33 espèces (ARGEN) (Tab. XXVIII). Les sites avec le plus grand nombre d'individus observés et le plus d'espèces (respectivement Causse de Daglan et Plateau d'Argentine) correspondent aux mêmes résultats que ceux de l'année 2017.

Tab. XXVIII. Cumul des individus et espèces en fonction des sites de pelouses calcicoles.

Dept. : Département, Nom du site: Nom court, Nb_T : nombre de transects, Nb_D. nombre de dates d'observations, mai, juin, juillet, août = 4, N_ind : abondance ou nombre d'individus, S : richesse ou nombre d'espèces. Les calculs sont effectués sur la base de données agrégeant les individus identifiés au niveau des espèces et des individus reportés sur ces espèces.

Dept.	Nom des sites	Nom_Court	Nb_T	Nb_D.	N_ind	S
24	Coteau d'Eybènes	EYBEN	2	6	162	31
24	Coteau de Borrèze	CBORR	3	6	255	30
24	Plateau d'Argentine	ARGEN	6	4	173	33
24	Vallée de la Vézère (Coteau des Farges)	VEZER	2	6	79	19
24	Coteau de Milauvieux	MILAU	2	4	94	25
24	Coteau des Fontenelles	CFONT	4	4	240	24
24	Causses de Daglan	DAGLA	8	4	309	36
24	Coteau de la Panche	PANCH	2	4	173	25
24	Coteau du Breuilh	BREUI	3	5	276	25
24	Coteau de Trémolat	CTREM	3	6	193	29
33	Parc Panoramis	PANOR	1	6	73	17
33	Coteau de Pujols	CPUJO	1	4	44	11
33	Tertre de Thouil	THOUI	1	4	69	17
40	Coteau de Payros-Cazautet	CPAYR	2	4	78	16
40	Coteau du Moulin	MOULI	2	4	141	22
47	Pech de Pastur	PASTU	1	4	52	17
47	Coteau de Grousset	GROUS	1	6	53	15
47	Vallée du Boudouyssou	BOUDO	4	4	219	28
64	Coteau de Cadillon	CCADI	1	4	54	15
64	Coteau de Mounicou	MOUNI	2	4	107	26
19	Pelouse du Puy d'Ayen	PEPUY	1	3	47	16
19	Pelouse du Puy Pialat	PUYPI	1	3	37	15
23	Lande de St-Laurent	LAURE	4	3	52	8
		Total	57	102	2980	73

Les espèces les plus abondantes de « MS » sont:

- > à 300 individus : *Lysandra bellargus* (403), *Libelloides coccajus* (307)
- De 100 à 300 individus : *Melanargia galathea* (291), *Polyommatus icarus* (288), *Zygaena fausta* (209), *Maniola jurtina* (200), *Colias alfacariensis* (183),
- De 20 à 100 individus : *Arethusana arethusa, Melitaea didyma, Thymelicus acteon, Coenonympha pamphilus, Iphiclides podalirius, Satyrium spini, Brintesia circe, Cupido argiades, Zygaena loti, Satyrus ferula, Coenonympha arcania, Pontia daplidice, Zygaena transalpina, Cupido minimus, Gonepteryx cleopatra, Hipparchia fagi, Thymelicus sylvestris, Phengaris arion, Aricia agestis, Pyronia tithonus, Leptidea sinapis, Glaucopsyche alexis*
- < 20 individus : *Colias crocea, Pieris brassicae, Pyrgus carthami, Melitaea parthenoides, Ochlodes sylvanus, Minois dryas, Hipparchia statilinus, Erynnis tages, Pieris rapae, Zygaena trifolii, Lampides boeticus, Spialia sertorius, Aporia crataegi, Melitaea cinxia, Lasiommata megera, Euphydryas aurinia, Zygaena filipendulae, Melitaea phoebe, Satyrium ilicis, Gonepteryx rhamni, Papilio machaon, Callophrys rubi, Melitaea athalia, Polyommatus dorylas, Thymelicus lineola, Argynnis paphia, Pyrgus serratulae, Hesperia comma, Lycaena phlaeas,*

Hipparchia semele, Brenthis hecate, Boloria dia, Pyrgus malvae, Polygonia c-album, Vanessa cardui, Aglais io, Vanessa atalanta, Melitaea diamina, Cupido alcetas, Pseudophilotes baton, Pieris napi, Aphantopus hyperantus, Zygaena sarpedon, Lycaena tityrus.

Le site CTREM est le site avec le plus d'individus de *Lysandra bellargus* (51). Les trois premières espèces abondantes se retrouvent en plus grand nombre dans les sites CFONT et DAGLA *Lysandra bellargus* (38, 46 individus respectivement), *Libelloides coccajus* (26, 54), *Melanargia galathea* (41, 52).

Une analyse de la distribution des espèces abondantes (Fig. 78) est proposée dans ce paragraphe en dissociant peu à peu les individus de chaque espèce dans l'ordre descendant de leurs dénombrements (de la plus grande à la plus faible). Ce profil va ainsi compléter le profil en nombre de Hill. La lecture est la suivante: 3025 individus rassemblent toutes les espèces, la première espèce n°121 en contient (403) et mise au point d'ordonnée 3025, la deuxième n°750 (307) et mise au point d'ordonnée 3025-403=2622, etc. Le tracé donne les points 3025, 3025-403, 3025-403-307 etc... jusqu'à la neuvième espèce.

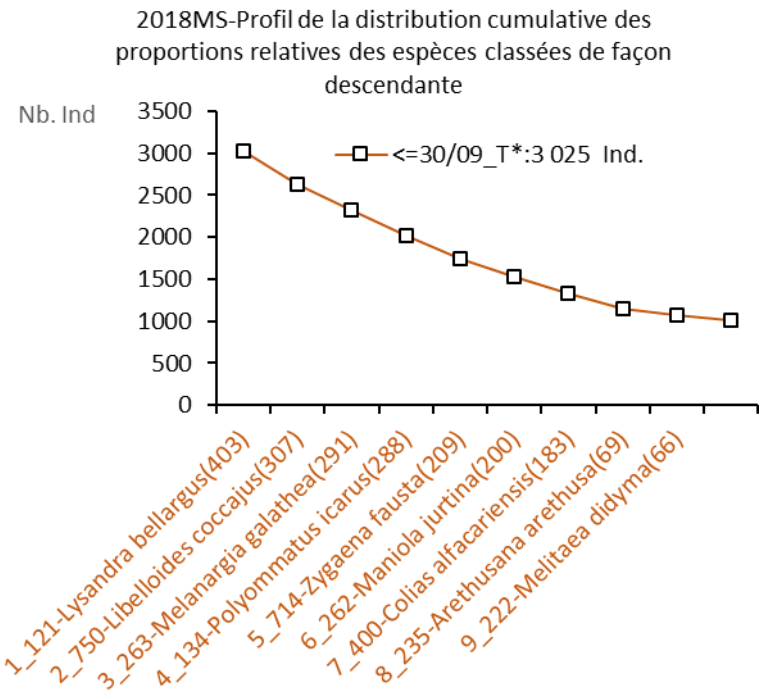


Fig. 78. Profil de la distribution cumulative de l'abondance des espèces classées de façon descendante pour les milieux secs.

- **Accumulation des individus dans le milieu**

Le cumul de la plage des données des observations « A » en km et « T » en jours c'est-à-dire, à une « date » donnée « T », T étant le nombre de jours après le 1er mai, est réalisé sur l'ensemble des sites de pelouses calcicoles.

Pour les 23 sites de pelouses calcicoles MS, contenant de 1 à 8 transects, 35.4 km ont été parcourus en 177 jours depuis le 1er mai 2018. A une date donnée, la longueur de parcours est réalisée en 10 minutes dans un transect de 100m de longueur pour les pelouses calcicoles, sur 5m de largeur. Chaque transect des MS est parcouru entre 3 à 6 fois dans l'année.

L'effort cumulé de longueur de parcours réalisé est linéaire dans le temps de mai à fin août. Le coefficient de corrélation est de R^2=0,99 pour les pelouses calcicoles (Fig. 79). Pour le résumer, en fonction du nombre de jours « t » depuis le 1 mai, la longueur parcourue cumulée « L » jusqu'à la fin août en km est donnée par L = 0.3101t – 2.4 pour les pelouses calcicoles. Si l'effort cumulé est quasi linéaire, le nombre d'individus cumulé devient plutôt non linéaire indiquant que le nombre de degrés-jours met en place l'éveil de la nature de mai à septembre en quantité, principalement en juin et le nombre d'espèces découvertes tend rapidement vers une limite fin juin. La longueur parcourue ou un temps d'identification sur place est le paramètre le plus important pour découvrir les espèces (Fig. 79).

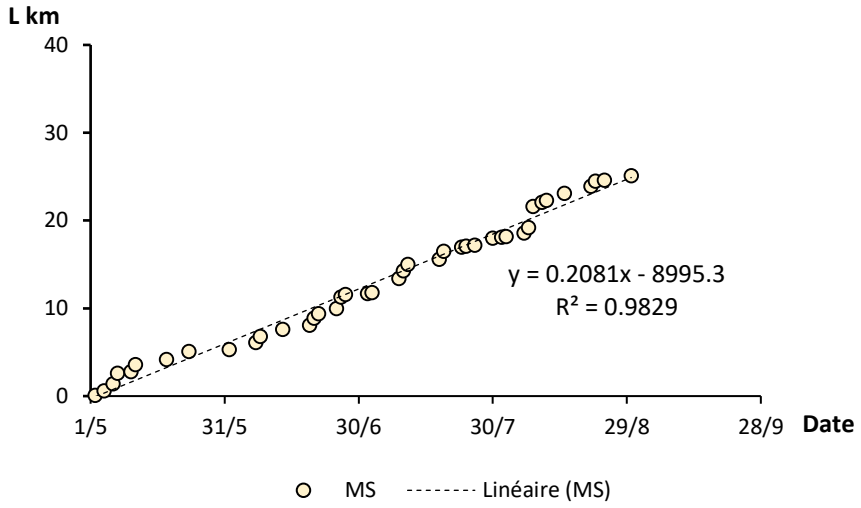


Fig. 79. Longueur L cumulée parcourue dans les milieux de pelouses calcicoles (MS) depuis le 1er mai 2018.

Le cumul de l'effort d'échantillonnage ci-dessus est linéaire dans le temps, le nombre d'individus cumulés ci-dessous présente une discontinuité début juin pour MS (Fig. 80). MS présente une discontinuité nette vers le 20 juin, et le 11 juillet pour MH suggérant un temps de réponse rapide des milieux secs MS. Il faut noter qu'une évolution de température de quelques degrés en juin et une vitesse de développement des individus proportionnelle à la température entre 15° et 30° accélère leurs évolutions physiologiques.

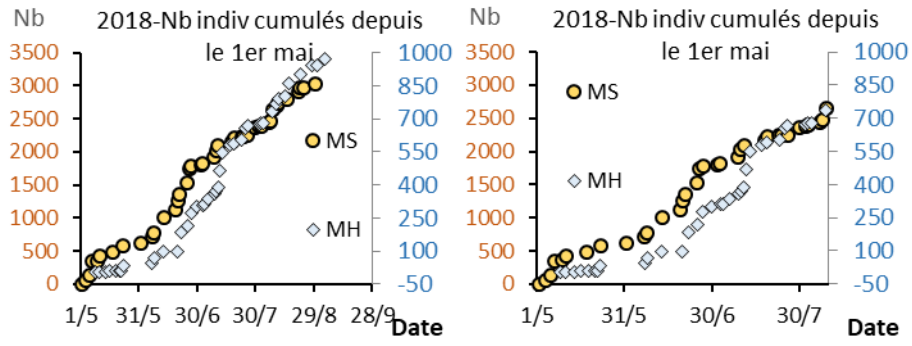


Fig. 80. Nombre d'individus dénombrés dans le temps de mai à septembre et de mai à juin pour MS et MH.

Le cumul des S espèces identifiées est fonction du cumul des N individus observés de la Fig. 81. La fonction de lissage proposée et qui résume S(N) est la forme de Weibull qui a une limite asymptotique C_s:

$$[1]\quad S(N) = C_S\left(1 - e^{-\left(\frac{N}{N_0}\right)^m}\right).$$

N_0 est un paramètre d'échelle lié au dénombrement. C_s est l'estimation du nombre total d'espèces du milieu, ici 90 pour MS. m est le paramètre de forme=0.6 pour MS : plus m est petit et plus les espèces sont difficiles à faire surgir en fonction du nombre d'individus observés, plus m est grand et plus les espèces sont faciles à obtenir. Une valeur de m=0.5 se retrouve dans la littérature (SEABY & HENDERSON, 2007).

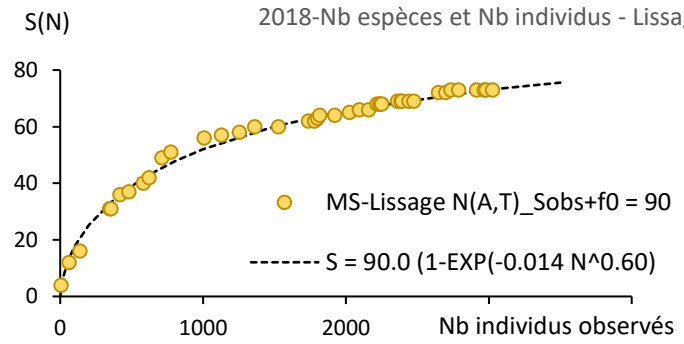


Fig. 81. Nombre d'espèces en fonction du nombre d'individus observés.

Le cumul des espèces découvertes est effectué en fonction du nombre d'individus observés, sachant que l'effort sur le terrain est linéaire dans le temps pour les deux milieux, et que le cumul des individus est plutôt une courbe en « S ». Le nombre d'espèces total en fin d'observation est Sobs. L'estimation des espèces manquantes est donnée au mieux par la méthode de Chao ($f_1^2/(2f_2)$) ou bien par le Jackknife 2. Les deux méthodes ont été analysées par J.Béguinot qui en déduit une règle qui a été utilisée pour en déduire le nombre d'espèces manquantes dit « f0 », à savoir 17 pour MS. Le lissage par une fonction de Weibull du nombre d'espèces en fonction du nombre d'individus est donc effectué avec un nombre d'espèces limites posé égal à Sobs+f0, soit 90 MS avec Sobs= 73 pour les milieux secs MS.

- **Profils de diversité spécifique et lissage**

Les nombres de Hill (HILL, 1973) Dq sont paramétrés par q et correspondent à une moyenne mathématique généralisée. Ils donnent accès à une courbe continue du nombre total d'espèces équivalentes Dq en fonction de q allant ainsi du nombre d'espèces total avec q=0 (très rares, rares... abondantes) à un nombre d'espèces ignorant peu à peu les espèces rares, et par exemple ne retenant que les espèces abondantes pour q>4. La valeur q infini correspond à la proportion traduite en nombre d'espèces de l'abondance de l'espèce observée avec le plus grand nombre d'individus.

Les profils de diversité sont réalisés sur l'ensemble des dénombrements des sites suivis en pelouse calcicole (2980 individus, 73 espèces) (Fig. 82).

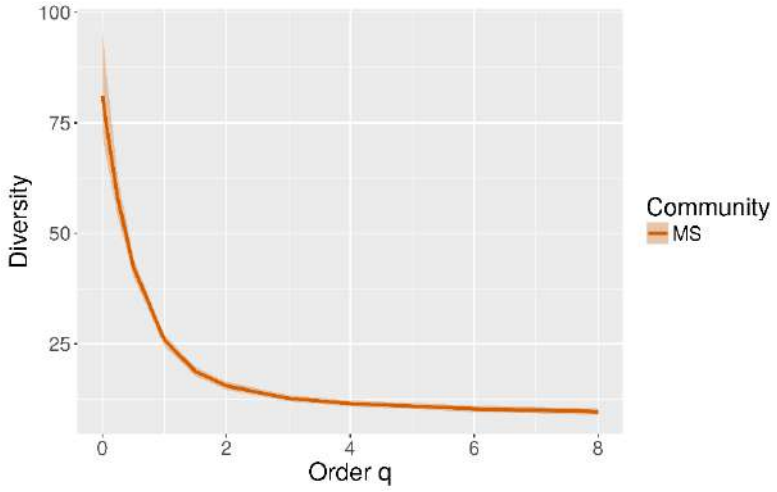


Fig. 82. Profils de diversité spécifique de l'ensemble des sites de pelouses calcicoles (MS) sur les bases de 2980 individus identifiés, et incertitudes estimées à 95% de confiance.

Les profils de diversité des milieux secs MS sont donnés pour les espèces (soit individus observés et groupes répartis dans les espèces), puis pour les genres et enfin les familles. La figure suivante Fig. 83 fait le bilan du profil de diversité de l'ensemble des 4 observations fin mai, fin juin, fin août–début septembre selon le cas de tous les transects du milieu MS. Le nombre d'individus est indiqué dans la légende. Exemple « <=31/05_T*:582 Ind. » signifie, cumul des espèces jusqu'à fin mai (<=31/05) cumul effectué de tous les transects des sites (T*), 582 individus ont été observés. Sur une échelle de 1 à 100, le profil du cumul des espèces découvertes atteint le niveau de 62, 69, 73 fin juin, juillet et fin août. Pour q>1, espèces rares et nombreuses, les observations fin juin sont quasi suffisantes. Pour les espèces très rares, q<1, il faut attendre fin juillet pour les comptabiliser.

Le cumul des profils de diversité en fonction des dates mensuelles de relevé de 2017 et 2018 montre qu'à partir de juin une majorité des espèces sont déjà observées. Sur la période juin–août les profils se rapprochent fortement notamment en 2018 et 2017 (Fig. 83–Fig. 84).

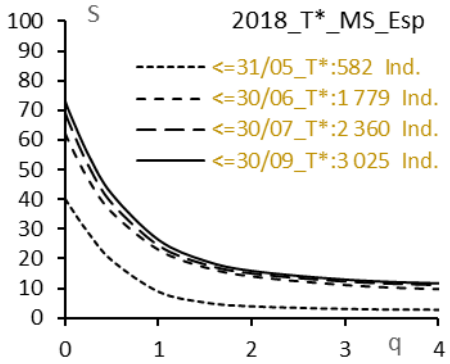


Fig. 83. Cumul des profils de diversité des espèces de lépidoptères de pelouses calcicoles à partir du 1er mai 2018.

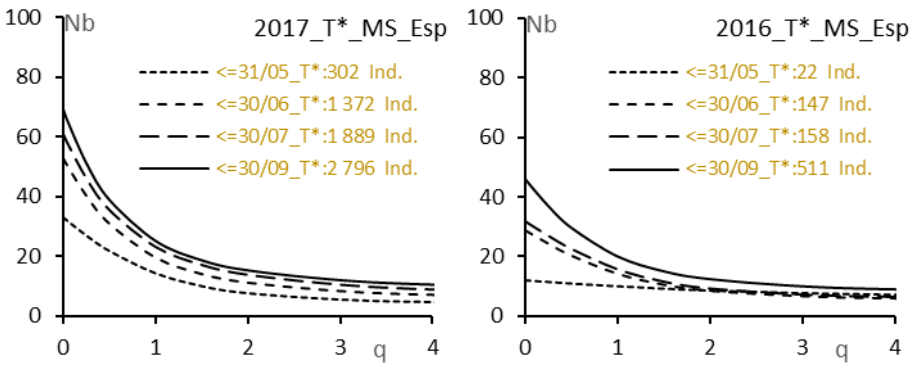


Fig. 84. Cumul des profils de diversité des espèces de lépidoptères de pelouses calcicoles à partir du 1er mai 2017 et du 1er mai 2016.

Dans la littérature, il est indiqué qu'il peut être aussi pertinent d'étudier les profils de diversité au niveau du Genre et de la Famille. Les résultats des profils des genres montrent un maximum de genres observés à partir de juillet et pour les familles à partir de juin. Au cours du temps, l'ensemble des familles est observé plus rapidement que les genres et que les espèces (Fig. 85–Fig. 88).

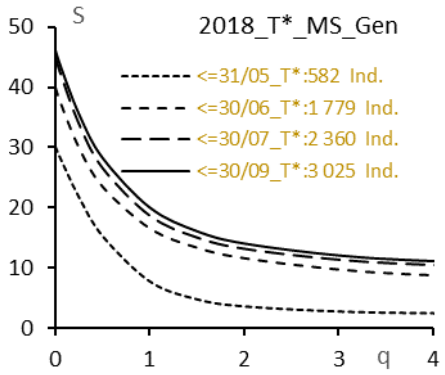


Fig. 85. Cumul des profils de diversité des genres de lépidoptères de pelouses calcicoles à partir du 1er mai 2018.

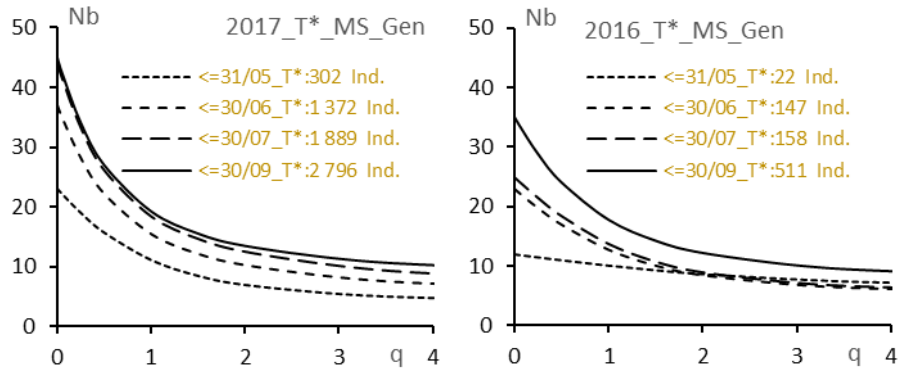


Fig. 86. Cumul des profils de diversité des genres de lépidoptères de pelouses calcicoles à partir du 1er mai de 2016–2017.

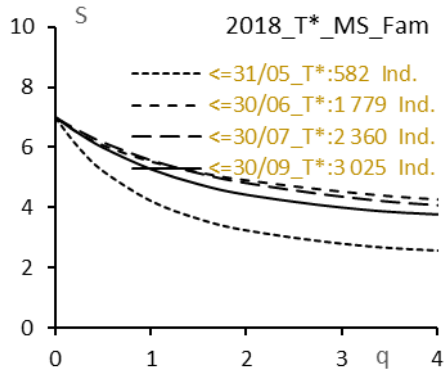


Fig. 87. Cumul des profils de diversité des familles de lépidoptères de pelouses calcicoles à partir du 1er mai 2018.

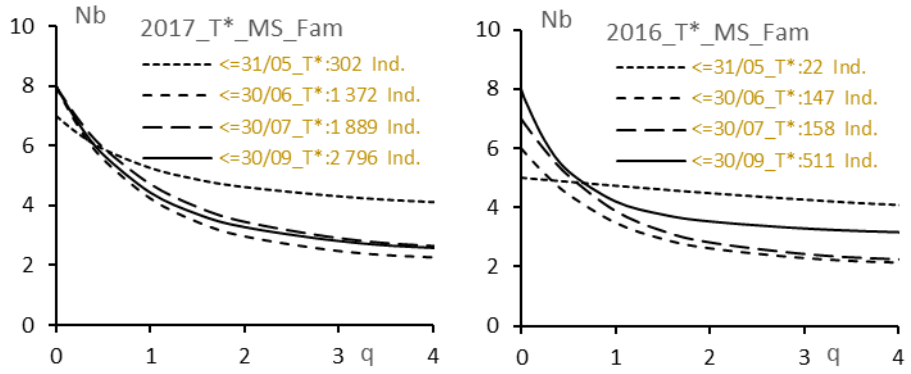


Fig. 88. Cumul des profils de diversité des familles de lépidoptères de pelouses calcicoles à partir du 1er mai de 2016-2017.

Pour comparer localement et par interpolation seulement les relations entre les données du nombre d'espèces « S » et de genres « G », la Fig. 89 et le Tab. XXIX, pour les milieux MH et MS, reprend les données de fin mai à début septembre des nombres d'espèces observées et en retient le nombre d'espèces maximum observées fin août, soit Smax. Puis le nombre de genres Gmax maximum de genres inclus dans ces espèces fin août, soit Gmax. Puis la relation espèces-genres utilisant la forme puissance suivante et l'exposant classiquement utilisé dans la littérature de « 0.61 » est $G=(Gmax/Smax^{0.61})*(S^{0.61})$. Cette relation générale de la littérature est retrouvée dans ce cas particulier.

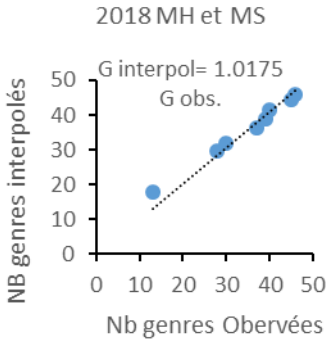


Fig. 89. Nombre de genres interpolés en fonction du nombre de genres observés.

Tab. XXIX. Calcul du nombre de genres en fonction du cumul du nombre d'espèces observées.

Cumul de 1er mai à :	Nb Esp. Observées	G=(Gmax/Smax^0.61)*S^0.61
MH–Fin mai	13	17.8
MH Fin juin	28	29.7
MH fin juillet	37	36.4
MH fin août	39	39.0
MS–Fin mai	30	31.9
MS Fin juin	40	41.6
MS fin juillet	45	44.4
MS fin août	46	46.0

En 2018, le nombre d'individus a été réparti dans 73 espèces, appartenant à 46 genres et 7 familles. En 2017, le nombre d'individus a été réparti dans 69 espèces, appartenant à 45 genres et 8 familles. En 2016, le nombre d'individus a été réparti dans 46 espèces, appartenant à 35 genres et 8 familles.

Sur une échelle de 1 à 50, le profil du cumul des genres découverts atteint le niveau de 40, 45, 46 fin juin, juillet et fin août. Pour q>1, espèces rares et nombreuses, les observations fin juin sont quasi suffisantes. Fin juillet, les genres sont découverts (Fig. 85–Fig. 86).

Sur une échelle de 1 à 50, le profil du cumul des familles découvertes est de 7. Pour un nombre de familles données de 7 rapidement identifiées fin mai, les proportions des individus dans les différentes familles changent ensuite montrant que le profil reflète un processus d'homogénéisation ou d'hétérogénéisation des rapports des proportions des espèces dans le temps, renforçant ci–dessous le rôle des familles abondantes en individus (Fig. 87–Fig. 88).

Le cumul des trois années 2016+2017+2018 identifie en tout 84 espèces parmi les 6332 individus.

La courbe de cumul de chacune des années à la fin août conduit à découvrir pour chaque année (2016, 2017, 2018) 73, 69 et 46 espèces comme vu précédemment. Les 3 courbes sont regroupées à gauche sur la Fig. 90. En comparaison, le cumul des espèces des 3 années 2016– 2017–2018 pour les milieux secs est tracé à la fin mai, fin juin, fin juillet et fin août.

Les profils indépendants des années 2017 et 2018 avec 2796 et 3025 individus sont très proches, celui de 2016 est réalisé partiellement sur 511 individus. Pour les milieux secs, basé sur les résultats du graphique de gauche, l'effort d'échantillonnage jusqu'à 3000 individus est nécessaire pour obtenir le profil de diversité du milieu (Fig. 90). Basé sur le graphique de droite, toutes les espèces sont potentiellement présentes et découvrables à la fin mai mais avec un effort d'échantillonnage de grande durée sur le terrain, ce qui introduirait un biais. L'arrêt des observations en août ne pose pas de problème pour ce milieu.

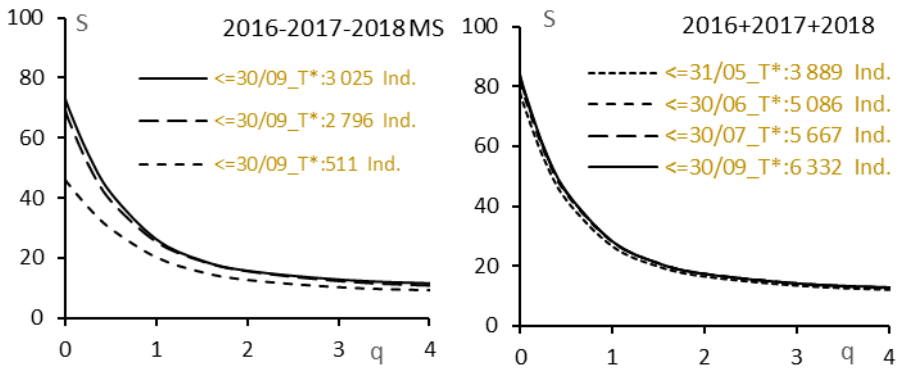


Fig. 90. Profils de diversité des espèces de lépidoptères de pelouses calcicoles en fin de chaque année de 2016 à 2018 et profils du cumul des trois années fin mai, fin fin et fin août-début septembre

Les indices de biodiversité varient dans les intervalles suivants (Fig. 91– Fig. 93, Tab. XXX) :

- Indices de biodiversité les plus faibles de q=0 à q=8 pour les sites LAURE (8.65 à 2.19), CPUJO (11.88 à 3.28),
- Indices de q=0 (nombre d'espèces très rares, rares, communes, nombreuses) les plus forts pour les sites MOUNI (123.09), DAGLA (92.07), PUYPI (73.86), BOUDO (70.06), EYBEN (68.27), ARGEN (49.80),
- Indices de q=1 (Shannon–Wiener excepté espèces très rares) les plus forts pour les sites ARGEN (21.49), EYBEN (21.46), MOUNI (19.63), PUYPI (17.30), DAGLA (16.75),
- Indices de q=2 (Simpson excepté espèces rares) les plus forts pour les sites EYBEN (14.21), ARGEN (13.63), PANOR (10.81), CCADI (10.68), VEZER (10.20),
- Indice de q=8 (q infini Berger–Parker espèce dominante) les plus forts pour les sites EYBEN (10.74), VEZER (8.97), PANOR (8.84), CCADI (8.00), ARGEN (7.65), DAGLA (7.10).

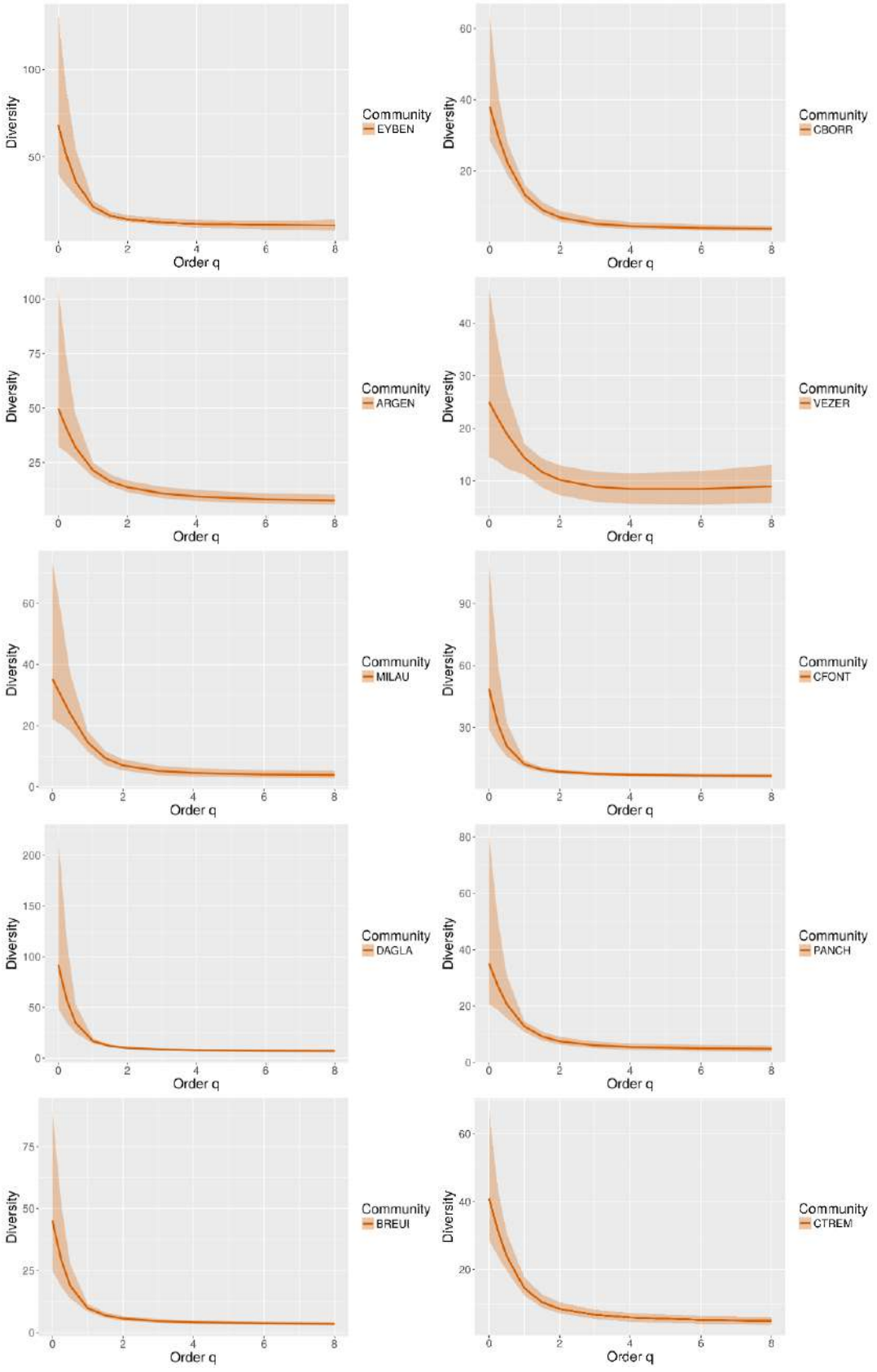


Fig. 91. Profils de diversité spécifique des sites de pelouses calcicoles EBEYN, CBORR, ARGEN, VEZER, MILAU, CFONT, DAGLA, PANCH, BREUI, CTREM et incertitudes estimées.

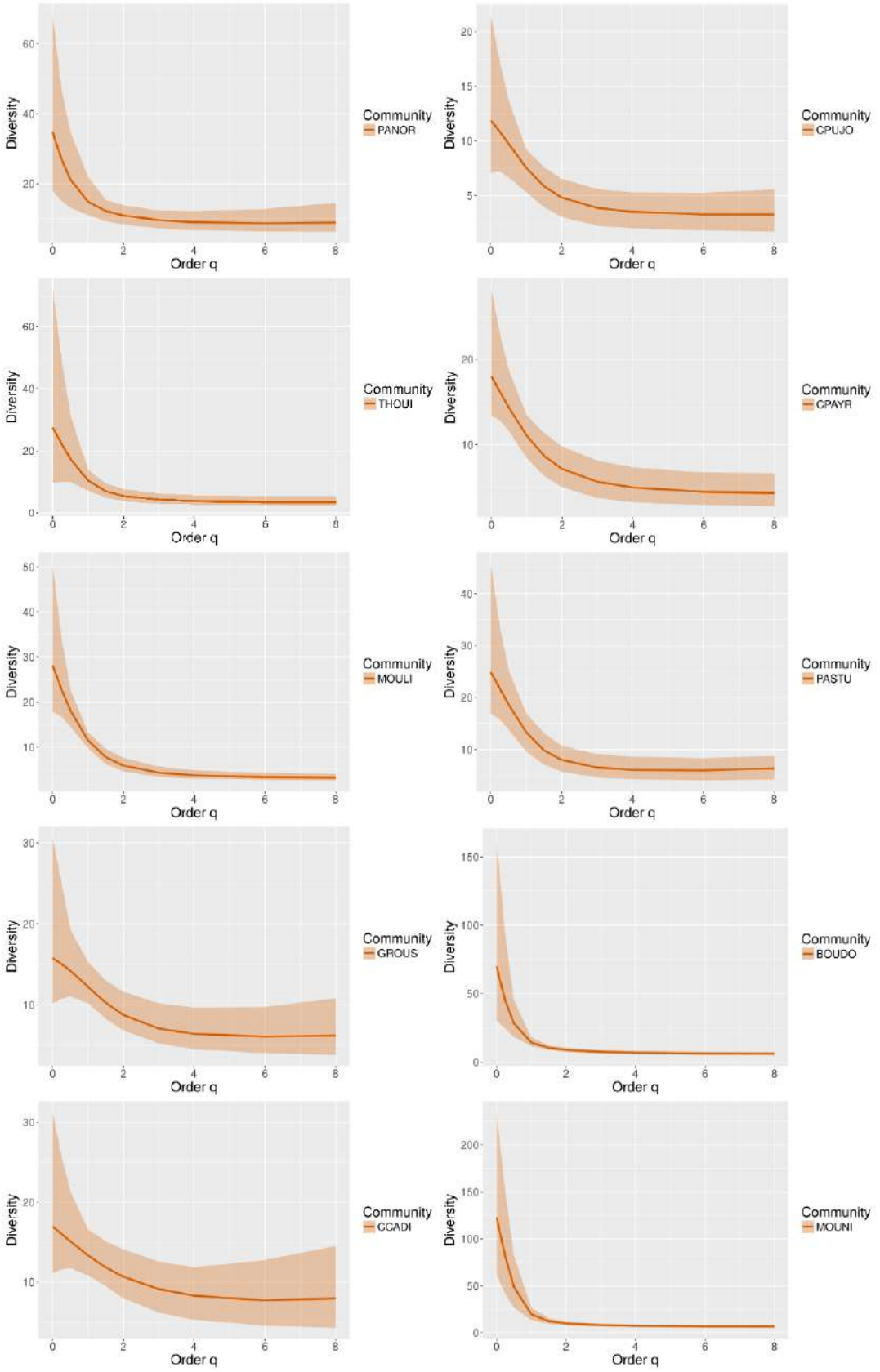


Fig. 92. Profils de diversité spécifique des sites de pelouses calcicoles PANOR, CPUJO, THOUI, CPAYR, MOULI, PASTU, GROUS, BOUDO, CCADI, MOUNI et incertitudes estimées.

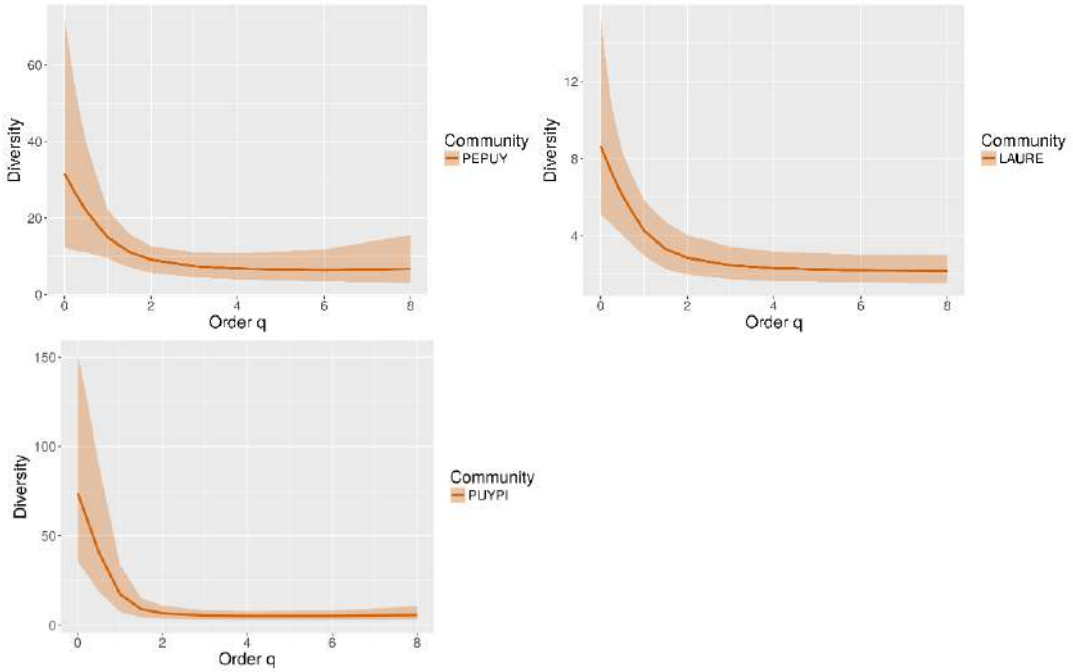


Fig. 93. Profils de diversité spécifique des sites de pelouses calcicoles PEPUY, LAURE, PUYPI et incertitudes estimées.

Tab. XXX. Indices de biodiversité des lépidoptères en fonction des sites d'étude.

Site	q=0	q=0.05	q=0.25	q=0.5	q=1	q=1.5	q=2	q=3	q=4	q=6	q=8
EYBEN	68.2±27.6	64.3±24.9	49.8±15.6	35.9±7.63	21.4±1.88	16.3±1.15	14.2±1.05	12.3±1.10	11.5±1.19	10.8±1.35	10.7±1.50
CBORR	38.0±8.80	36.2±7.83	29.4±4.75	22.3±2.60	13.1±1.30	8.86±0.98	6.81±0.81	5.09±0.63	4.41±0.53	3.88±0.45	3.67±0.41
ARGEN	49.8±18.5	47.7±16.7	40.0±10.4	32.0±5.37	21.4±2.09	16.3±1.67	13.6±1.54	10.8±1.44	9.46±1.40	8.13±1.35	7.64±1.35
VEZER	25.0±9.69	24.4±8.91	21.8±6.09	18.9±3.50	14.4±1.74	11.7±1.57	10.2±1.48	8.89±1.40	8.45±1.41	8.45±1.54	8.97±1.77
MILAU	35.1±13.3	34.1±12.3	29.6±8.68	24.0±5.03	14.5±1.87	9.38±1.27	7.01±1.05	5.21±0.87	4.55±0.79	4.06±0.71	3.91±0.69
CFONT	48.8±21.5	44.9±18.9	31.7±10.4	21.0±4.23	12.1±0.98	9.57±0.61	8.50±0.54	7.53±0.51	7.08±0.51	6.67±0.54	6.51±0.57
DAGLA	92.0±42.1	84.0±37.1	56.8±20.2	34.5±7.69	16.7±1.39	11.8±0.82	9.91±0.68	8.36±0.57	7.74±0.53	7.26±0.50	7.09±0.51
PANCH	35.0±13.5	33.3±12.1	27.1±7.31	20.7±3.54	12.7±1.21	9.16±0.88	7.49±0.76	6.05±0.65	5.47±0.60	4.99±0.57	4.80±0.57
BREUI	45.1±16.9	41.5±14.8	29.2±8.05	18.9±3.36	9.84±0.91	6.90±0.60	5.67±0.51	4.61±0.44	4.13±0.40	3.70±0.36	3.52±0.34
CTREM	41.0±10.9	39.0±9.82	31.6±6.03	24.0±3.09	14.5±1.36	10.4±1.03	8.45±0.88	6.70±0.77	5.89±0.72	5.17±0.66	4.89±0.63
PANOR	34.7±17.7	33.0±16.5	26.9±11.8	21.1±7.11	14.7±2.70	12.1±1.79	10.8±1.54	9.54±1.45	8.96±1.52	8.62±1.78	8.84±2.20
CPUJO	11.8±4.80	11.6±4.46	10.8±3.22	9.76±2.01	7.56±1.09	5.87±1.04	4.82±1.02	3.87±0.97	3.51±0.97	3.28±1.06	3.27±1.28
THOUI	27.5±19.1	26.4±17.7	22.2±12.1	17.4±6.41	10.4±1.88	6.95±1.26	5.41±1.01	4.24±0.81	3.80±0.74	3.48±0.72	3.40±0.74
CPAYR	17.9±5.35	17.6±4.90	16.1±3.35	14.2±2.09	11.0±1.44	8.66±1.41	7.15±1.36	5.62±1.22	4.95±1.13	4.45±1.04	4.33±1.05
MOULI	28.0±9.86	26.9±8.76	22.7±5.14	18.1±2.42	11.4±1.04	7.79±0.89	5.89±0.77	4.32±0.59	3.74±0.50	3.33±0.41	3.19±0.38
PASTU	24.8±10.0	24.2±9.38	21.8±6.72	18.7±4.01	13.3±1.93	9.85±1.68	7.99±1.48	6.50±1.25	6.03±1.17	5.96±1.21	6.32±1.39
GROUS	15.7±5.10	15.6±4.71	15.0±3.30	14.1±2.00	12.2±1.20	10.2±1.33	8.72±1.44	7.04±1.54	6.38±1.60	6.03±1.83	6.17±2.46
BOUDO	70.0±39.2	64.3±34.9	44.8±19.9	28.2±8.15	14.3±1.68	10.4±1.00	8.88±0.84	7.51±0.73	6.89±0.69	6.36±0.64	6.17±0.63
CCADI	16.9±6.20	16.7±5.77	16.0±4.17	15.1±2.67	13.3±1.56	11.8±1.55	10.6±1.62	9.16±1.72	8.33±1.81	7.74±2.11	8.00±2.77
MOUNI	123.±57.1	114.±52.8	81.0±35.8	48.9±18.5	19.6±3.93	12.2±1.71	9.84±1.23	7.96±0.96	7.22±0.87	6.71±0.84	6.64±0.87
PEPUY	31.6±18.6	30.6±17.6	26.6±13.3	21.9±8.58	14.9±3.53	11.1±2.44	9.16±2.12	7.45±1.92	6.78±1.92	6.46±2.24	6.74±3.16
PUYPI	73.8±34.0	70.7±33.0	57.5±28.1	40.9±21.1	17.3±8.14	9.15±2.99	6.79±1.80	5.54±1.29	5.24±1.21	5.31±1.35	5.80±1.86
LAURE	8.65±2.86	8.38±2.61	7.33±1.75	6.10±1.10	4.28±0.77	3.33±0.64	2.87±0.54	2.49±0.45	2.33±0.41	2.21±0.39	2.19±0.39

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des paramètres pour chaque site et les corrélations les plus fortes entre ces sites (Fig. 94). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Spearman. Une première analyse entre les variables montre une multicolinéarité entre certaines variables. Les variables supprimées sont les suivantes : q=0.05, q=0.5, q=1. La matrice de corrélation (Indice de Spearman, p<0,05) et le test de sphéricité de Bartlett ($X^2_{ddl=35}$ = 592.940, p<0,0001) indiquent qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative. L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 8 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1 et F2 (F1 : valeur propre=6.292, variabilité=78.644% ; F2 : valeur propre=1.569, variabilité=19.614%).

Sur le graphique de l'ACP (Fig. 94), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Les variables q=1.5, q=2, q=3, q=4, q=6, q=8, sont représentées sur l'axe 1 ($cos^2 \geq 0,927$, contribution de 15.004%, 14.998%, 15.377%, 15.468%, 15.284%, 14.728% respectivement). Les variables q=0 et q=0.25 sont représentés sur l'axe 2 ($cos^2 \geq 0,702$, contribution de 45.488%, 44.745% respectivement).

Sur l'axe 1, les sites peuvent être classés selon les valeurs des paramètres des plus faibles de q=1.5, q=2, q=3, q=4, q=6, q=8 au plus fortes de la manière suivante ($cos^2 \geq 0,573$) (Fig. 94):

- 1er groupe : LAURE, CPUJO (contribution 17.397%, 8.346% respectivement) correspondant aux indices de diversité Shannon–Wiener, Simpson, Berger–Parker les plus faibles (Fig. 91– Fig. 93, Tab. XXX), THOUI, MOULI, BREUI, CBORR, CPAYR, MILAU, PANCH,
- 2ème groupe : CFONT, VEZER, DAGLA, PANOR, ARGEN, EYBEN (10.298%, 24.256% respectivement) correspondant aux indices de diversité Shannon–Wiener, Simpson, Berger–Parker plus importants (Fig. 91– Fig. 93, Tab. XXX).

Les sites LAURE et CPUJO correspondent aux profils de diversité les plus faibles (Fig. 91– Fig. 93, Tab. XXX). Ces deux groupes montrent des indices de biodiversité différents correspondant à des profils de diversité plus importants pour les sites du 2ème groupe et plus faibles pour les sites du 1er groupe.

Sur l'axe 2, les sites peuvent être classés selon les valeurs des paramètres similaires de q=0 et q=0.25 ($cos^2 \geq 0,512$) (Fig. 94) (entre parenthèse les plus fortes contributions) :

–1er groupe : CCADI (contribution 10.212%), GROUS, PASTU, PEPUY,

–2ème groupe : BOUDO, PUYPI (contribution 12.149%), MOUNI (contribution 36.436%) indices de q=0 plus importants (Fig. 91, Fig. 92, Tab. XXX).

Les paramètres de biodiversité du site CTREM se distingue des autres sites de pelouses calcicoles.

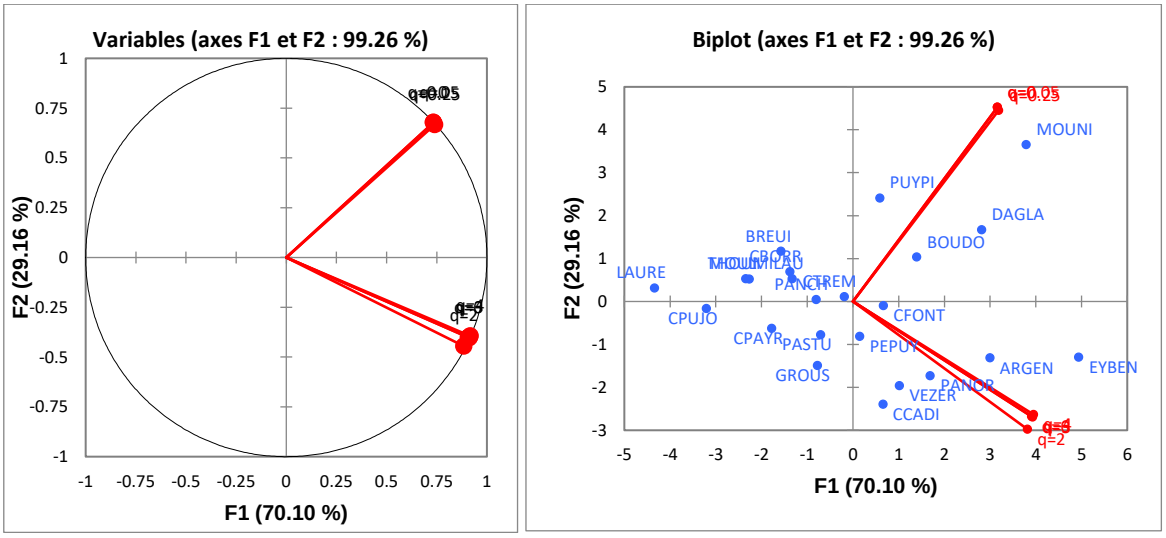


Fig. 94. Projection des variables des paramètres q sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

L'analyse ACP exploratoire précédente analyse des données brutes et de nombreux paramètres. Le profil de diversité est lié à une centaine de variables que sont les proportions relatives des espèces. Elle devient une courbe non manipulable sur l'ensemble des données, elle agrège visuellement les données discontinues (Fig. 82). Pour compléter l'analyse statistique avec les indices classiques à q=0, q=1, q=2 qui n'en seront que des points particuliers, c'est-à-dire des points sur les profils qui eux ne dépendent que d'un seul paramètre général q, l'idée est de les résumer par un minimum de paramètres. Ces paramètres représenteront alors l'ensemble de la courbe et chacun d'eux la décrit de façon approchée et hiérarchique : les deux premiers paramètres résument la courbe par une borne haute et basse, le troisième lisse la forme générale au niveau des espèces rares, le quatrième affine la courbe pour les espèces communes, le cinquième pour les espèces nombreuses. La queue de distribution est alors obtenue en pratique sans problème jusqu'à q=8. Dans la littérature la queue de distribution s'arrête à q=4. Une méthode analytique qui évite les problèmes de stabilité d'un solveur en non linéaire, conduit à identifier les paramètres suivants avec une fonction d'une forme Weibull modifiée (Notations : D_0: nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante D_{inf}, β ou q_0 : lié principalement aux espèces rares q=1, m_0 : lié principalement aux espèces communes q=2, m_∞ et b : liés aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit q=4, b : q=infini, ce terme a peu d'influence en pratique).

Ces 4 paramètres « β, m_0, m_∞, b » auxquels il faut ajouter 2 données, le nombre d'espèces observées D_0 et la proportion relative de l'espèce la plus abondante, résument les profils des données de comptage des espèces. L'analyse de la qualité de la corrélation entre les valeurs du profil de diversité des mesures et la formulation de lissage est donnée ci-dessous pour 0<q<8, sachant que la valeur limite de q en pratique est de 4. Le lissage des courbes est statistiquement représentatif (R^2=0,99). Les paramètres varient selon les sites pour D_0 de 8 à 36, D_{inf} de 1.857 à 7.043, β de 0.440 à 1.280, m_0 de 0.995 à 1.078, minf de 0.445 à 0.790, b de 0.031 à 0.846 (Tab. XXXI). Pour illustrer la qualité du lissage, le calcul des valeurs lissées et les valeurs calculées à partir des proportions d'abondance, doit donner une valeur de la pente « A » de lissage qui devrait être proche de 1 et la valeur de B de zéro.

Tab. XXXI. Paramètres des profils de diversité spécifique des sites pelouses calcicoles.

D_0 : nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante D_{inf}, β ou beta_q1 : lié principalement aux espèces rares q=1, m_0 : lié principalement aux espèces communes q=2, m_{inf} : lié aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit q=4, b : q=infini. Tous les lissages ont un coefficient e corrélation proches de 0.99.

Nom_Court	D_0	D_{inf}	β beta_q1	m_0	m_{inf}	b
CCADI	15.000	4.503	0.441	1.006	0.790	0.273
MOUNI	26.000	4.713	0.870	1.041	0.618	0.311
MOULI	22.000	2.633	0.941	1.041	0.681	0.031
CPAYR	16.000	3.218	0.672	1.029	0.732	0.082
GROUS	15.000	3.795	0.547	1.028	0.737	0.031
BOUDO	28.000	4.873	1.142	1.013	0.515	0.698
PASTU	17.000	4.137	0.750	1.054	0.713	0.031
DAGLA	36.000	5.686	1.225	1.029	0.500	0.546
CPUJO	11.000	2.437	0.733	1.057	0.716	0.045
CTREM	29.000	3.756	1.044	1.032	0.578	0.574
PANOR	17.000	5.209	0.584	0.995	0.655	0.470
EYBEN	31.000	7.043	0.819	1.015	0.546	0.616
CBORR	30.000	3.036	1.087	1.044	0.619	0.288
THOUI	17.000	2.623	0.926	1.071	0.654	0.161
PUYPI	15.000	3.364	0.759	1.078	0.670	0.031
VEZER	19.000	5.732	0.729	1.026	0.649	0.255
PANCH	25.000	3.769	1.048	1.028	0.564	0.435
CFONT	24.000	4.993	1.177	0.995	0.445	0.846
PEPUY	16.000	3.917	0.573	1.040	0.744	0.053
BREUI	25.000	2.936	1.281	1.035	0.524	0.645
ARGEN	33.000	5.350	0.764	1.019	0.650	0.598
MILAU	25.000	3.028	0.939	1.078	0.664	0.142
LAURE	8.000	1.857	1.079	1.053	0.576	0.448

Comme pour les indices classiques de biodiversité, l'analyse suivante en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des paramètres pour chaque site et les corrélations les plus fortes entre ces sites (Fig. 95). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Pearson. La matrice de corrélation (Indice de Spearman, p<0.05) et le test de sphéricité de Bartlett ($X^2_{ddl=20}$ =141.198, p<0.0001) indiquent qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative. Les données sont toutes factorisables. L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 6 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1, F2 (F1 : valeur propre=3.4013, variabilité= 56.684% ; F2 : valeur propre=1.700, variabilité=28.023%).

Sur le graphique de l'ACP (Fig. 95), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Les variables D_0, m_{inf}, b sont représentées sur l'axe 1 (contribution de 19.400%, 24.125%, 24.949% respectivement) et D_{inf}, b noté « beta_q1 », m_0 sont disposées sur l'axe 2 (contribution de 33.055%, 28.770%, 31.646% respectivement).

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est utilisée sur les mesures de similarité des données des paramètres entre les sites par le Coefficient de corrélation de Spearman (similarité dans l'intervalle [−1 ; +1]). Elle permet de construire des dendrogrammes, avec lesquels sont formées des classes de similarité des profils de diversité.

Les profils ont une similarité globale de (ρ = 0.8667). D'après l'analyse CAH, les groupes de similarité des sites sont les suivants associés aux facteurs de similarité de l'ACP (Fig. 95–Fig. 96):

- 1er groupe (ρ = 0.943) (facteur de D_0 nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante et b lié aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit q=infini):
  - Sous-groupe 1.1 : BREUI, CFONT, BOUDO, DAGLA
  - Sous-groupe 1.2: LAURE, PANCH, CTREM, CBORR
- 2ème groupe (ρ = 0.931) :
  - Sous-groupe 2.1 (facteur de minf lié aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit q=4): PEPUY, PANOR, GROUS, CCADI, CPAYR
  - Sous-Groupe 2.2 (pas de facteur identifié en particulier): EYBEN, MILAU, ARGEN, VEZER, PUYPI, THOUI, CPUJO, PASTU, MOUNI, MOULI

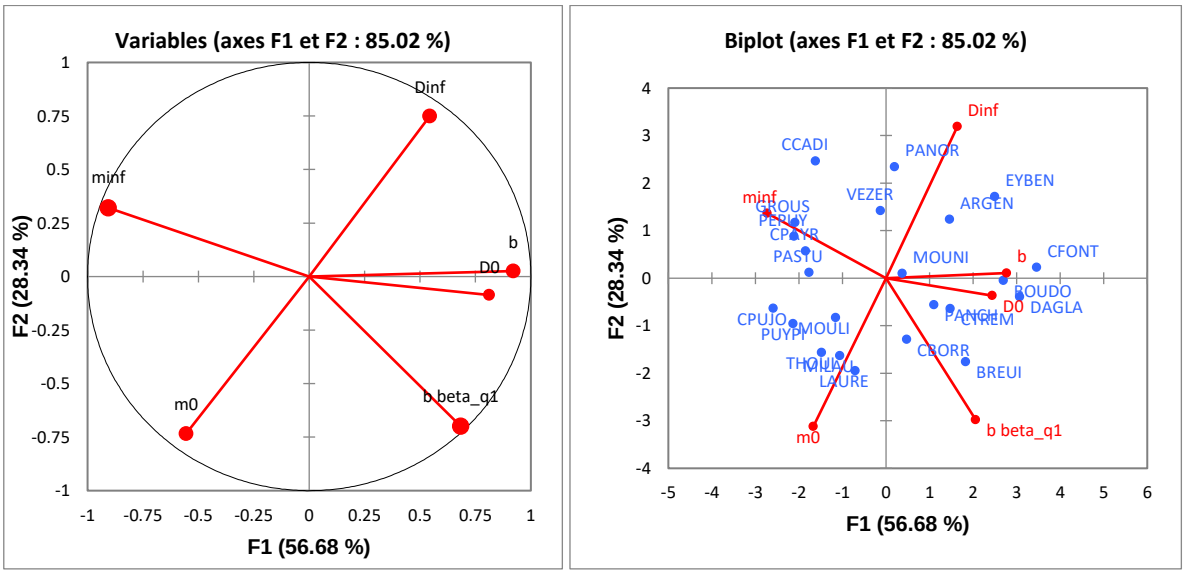


Fig. 95. Projection des variables sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

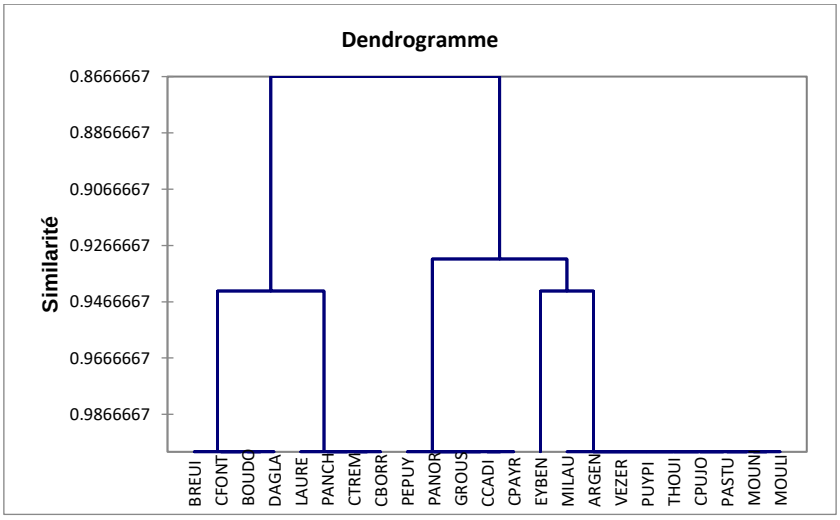


Fig. 96. Classification à ascendante hiérarchique.

- Interpolation et extrapolation

A partir des espèces observées, en particulier celles avec 1 et 2 individus (singletons et doubletons), il est possible d'estimer un profil de diversité exhaustif dit asymptotique pour un effort de couverture réalisable qui serait proche de 100% sachant qu'en pratique un dénombrement exhaustif n'est en pas réalisable, voir pas souhaitable pour ne pas perturber les individus et le milieu.

Dans les lignes suivantes, la courbe de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus dénombrés est tracée pour illustration pour q=0, il s'agit donc du nombre total d'espèces des pelouses calcicoles. Des tracés identiques en nombres d'espèces s'effectuent pour des valeurs de q comprises entre 0 et 4 en pratique.

Les données de biodiversité en Fig. 97–Fig. 120 montrent : le point d'observation, le trait continu l'interpolation et le trait en pointillés l'extrapolation. Pour un nombre d'espèces observées du cumul des sites de pelouses calcicoles, l'extrapolation par ré–échantillonage, bootstrappings (50) q=0 indique pour un nombre d'individus de 10000 observé un nombre d'espèces estimé par extrapolation de 80.5 [68.28–92.73] proche du nombre observé d'espèces 73 [67.72–78.28] pour 2984 individus (Fig. 97). Notons que le cumul des 6332 individus sur 3 années donne un nombre d'espèces de 84. Un nombre de ré–échantillonnage plus important (200) diminue les incertitudes mais ne change pas les résultats en illustration. Les sites ne sont que des données intermédiaires pour caractériser un milieu pour la région, un nombre d'individus faible en dessous de 50 par exemple demanderait une analyse plus fine car les proportions relatives utilisées sont une valeur approchée dans le calcul des nombres de Hill qu'il faut alors aborder par analyse combinatoire.

Pour q=0, l'extrapolation de la diversité spécifique des sites à 10000 individus pour un taux de couverture de 100% donne (valeurs de la diversité spécifique observée à la diversité spécifique interpolée de la plus petite valeur à la plus grande) (Fig. 97–Fig. 120) :

- LAURE de 8 à 8.65
- CPUJO de 11 à 11.88
- GROUS de 15 à 15.74
- CCADI de 15 à 16.96

- CPAYR de 16 à 17.97
- PASTU de 17 à 24.85
- VEZER de 19 à 25.05
- THOUI de 17 à 27.51
- MOULI de 22 à 28.08
- PEPUY de 16 à 31.66
- PANOR de 17 à 34.75
- PANCH de 25 à 35.07
- MILAU de 25 à 35.18
- CBORR de 30 à 38.07
- CTREM de 29 à 41.04
- BREUI de 25 à 45.18
- CFONT de 24 à 48.9
- ARGEN de 33 à 49.8
- EYBEN de 31 à 68.27
- BOUDO de 28 à 70.06
- PUYPI de 15 à 73.86
- DAGLA de 36 à 92.06
- MOUNI de 26 à 123.09

La diversité spécifique extrapolée montre un indice plus fort pour les sites ARGEN, EYBEN, BOUDO, PUYPI, DAGLA, MOUNI.

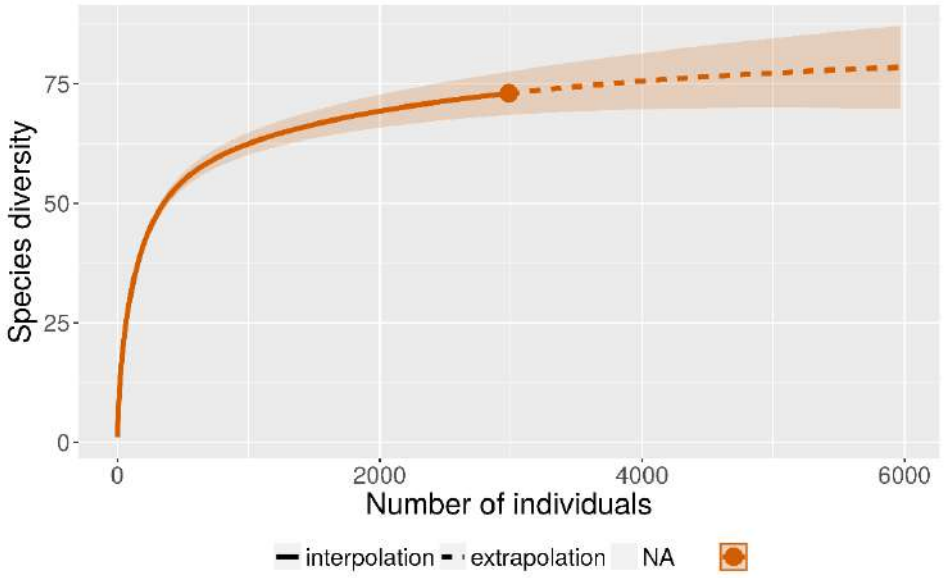


Fig. 97. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus.

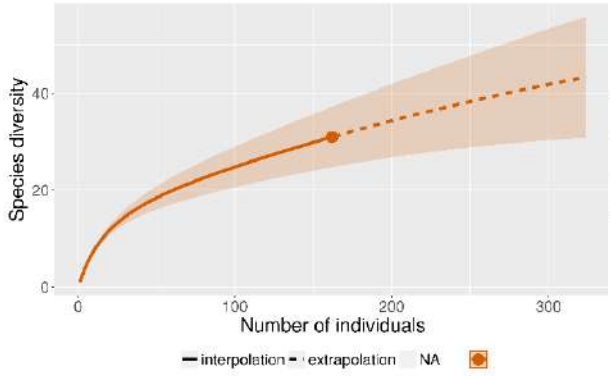
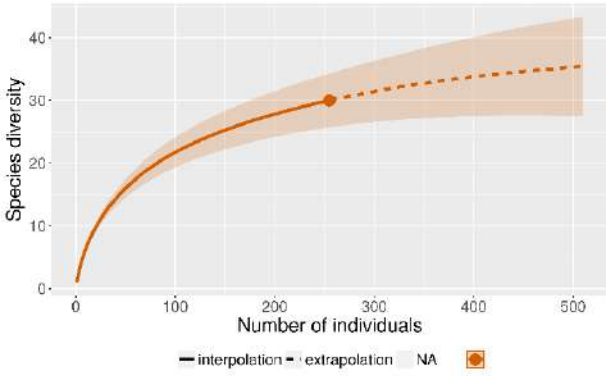


Fig. 98. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site EBEYN



et incertitudes estimées.

Fig. 99. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site CBORR et incertitudes estimées.

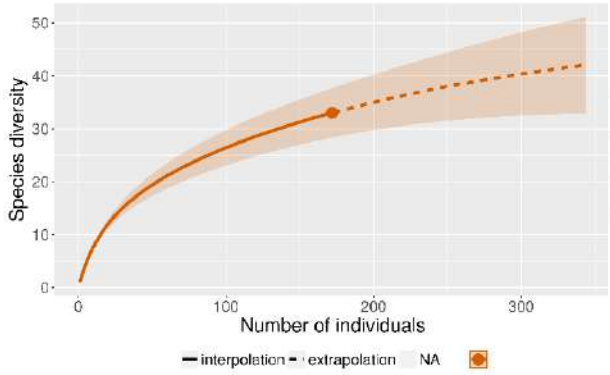


Fig. 100. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites ARGEN et incertitudes estimées.

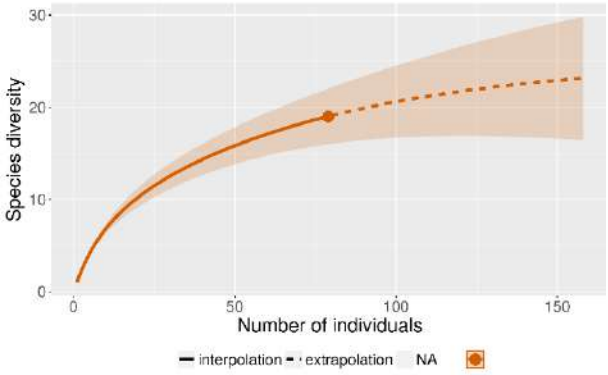


Fig. 101. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site VEZER et incertitudes estimées.

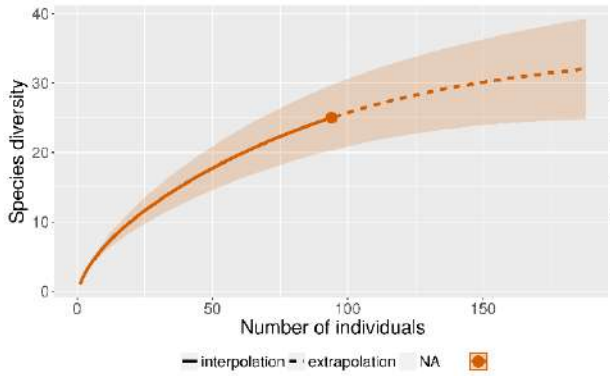


Fig. 102. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site MILAU et incertitudes estimées.

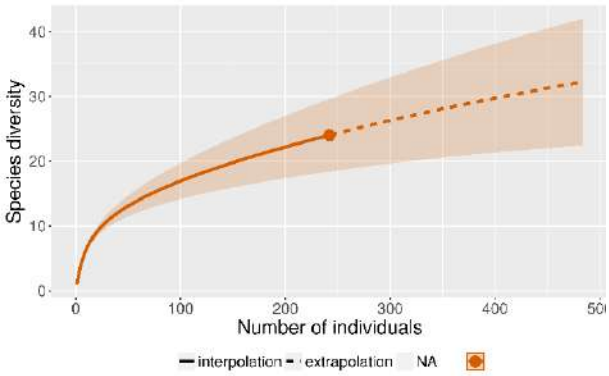


Fig. 103. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site CFONT et incertitudes estimées.

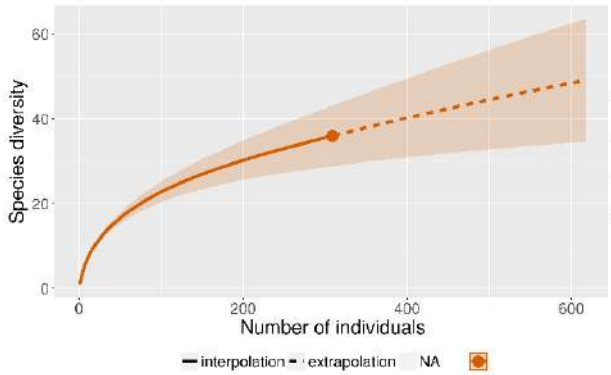


Fig. 104. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site DAGLA et incertitudes estimées.

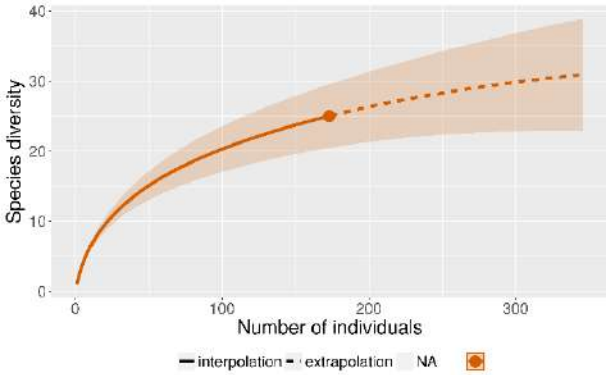


Fig. 105. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site PANCH et incertitudes estimées.

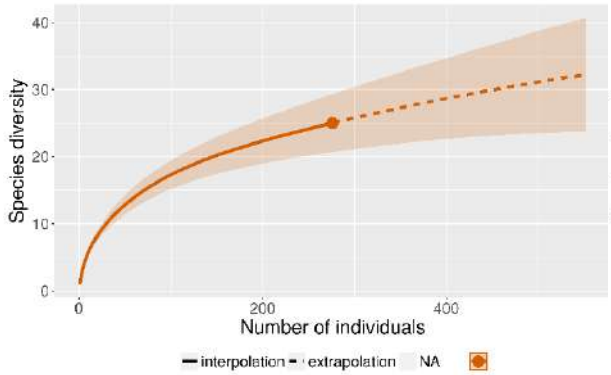


Fig. 106. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site BREUI et incertitudes estimées.

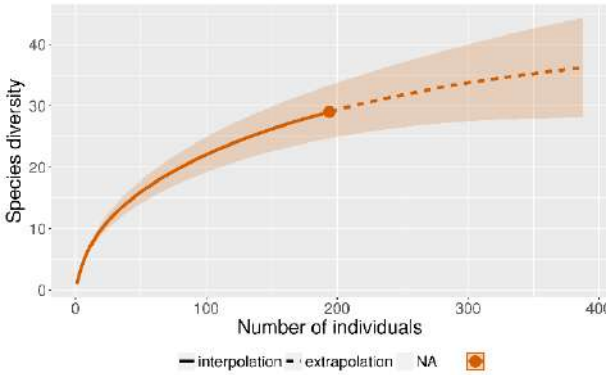


Fig. 107. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site CTREM et incertitudes estimées.

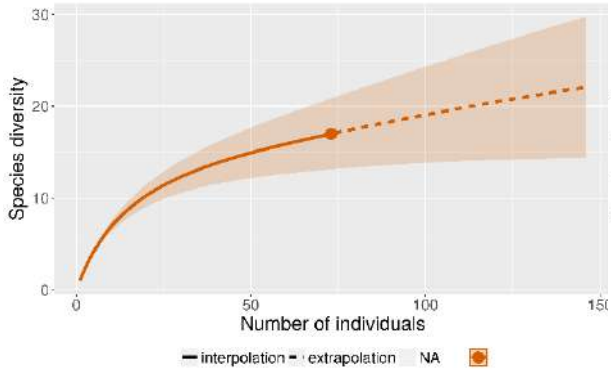


Fig. 108. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site PANOR et incertitudes estimées.

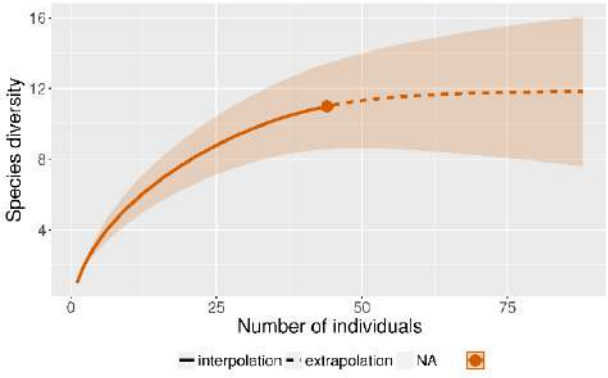


Fig. 109. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site CPUJO et incertitudes estimées.

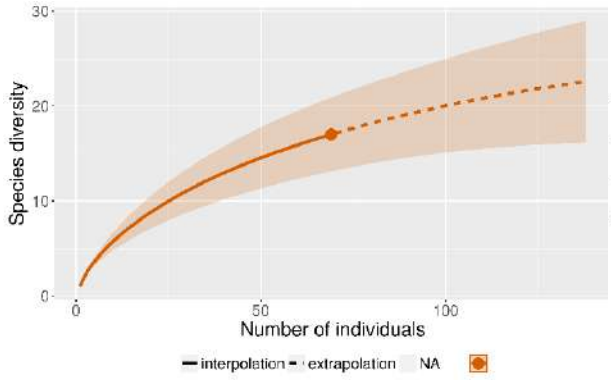


Fig. 110. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site THOUI et incertitudes estimées.

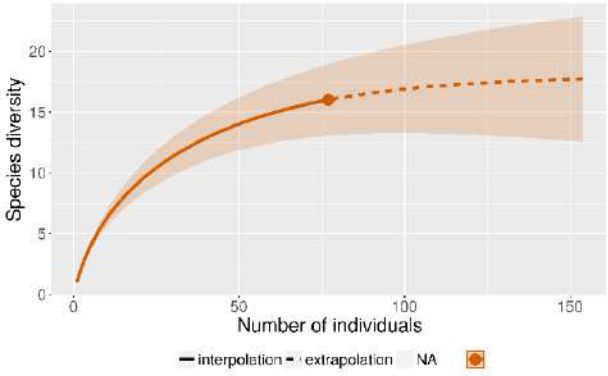


Fig. 111. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site CPAYR et incertitudes estimées.

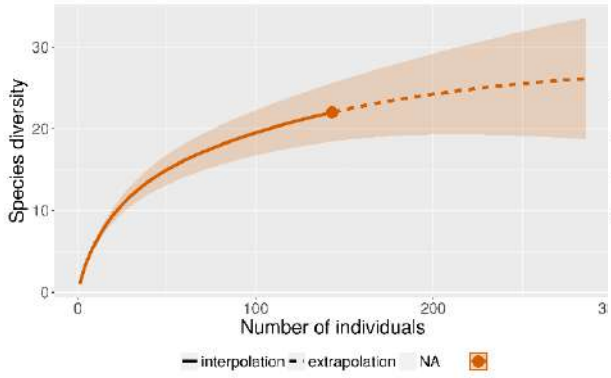


Fig. 112. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site MOULI et incertitudes estimées.

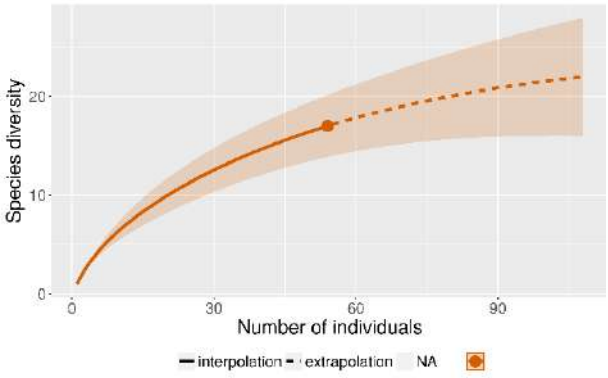


Fig. 113. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site PASTU et incertitudes estimées.

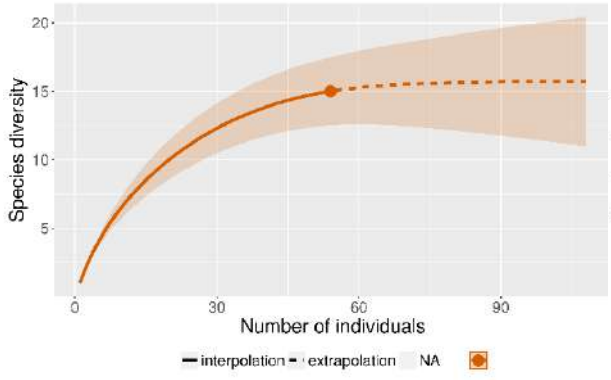


Fig. 114. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site GROUS et incertitudes estimées.

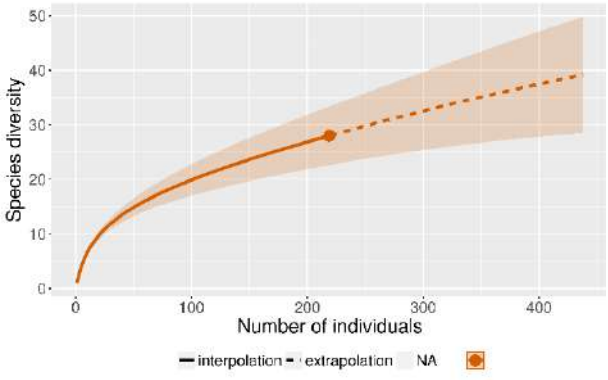


Fig. 115. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site BOUDO et incertitudes estimées.

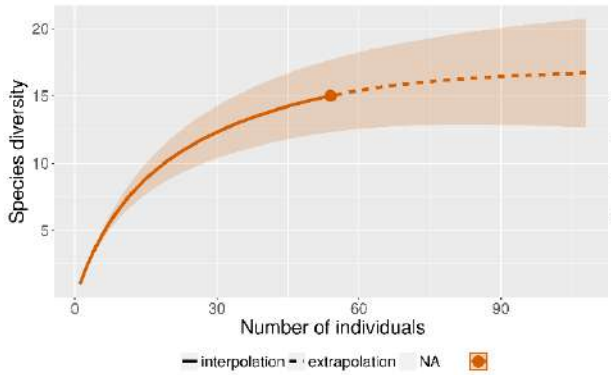


Fig. 116. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site CCADI et incertitudes estimées.

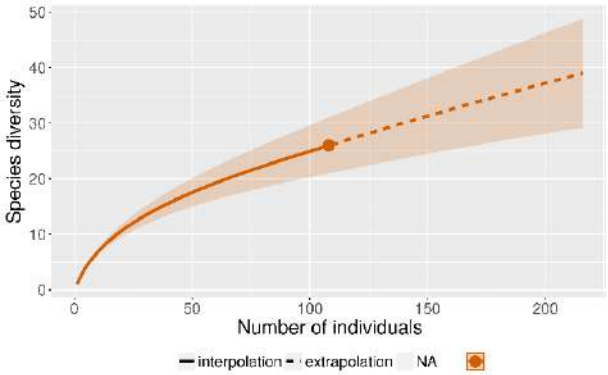


Fig. 117. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site MOUNI et incertitudes estimées.

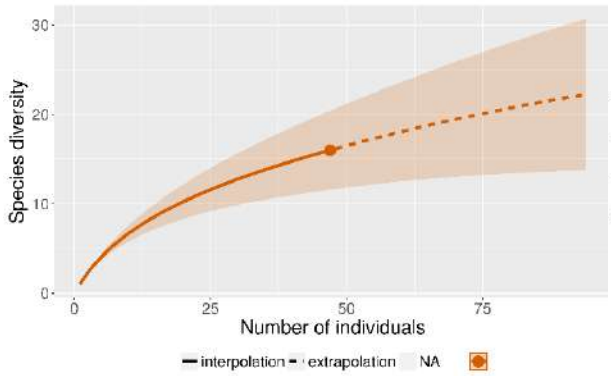


Fig. 118. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site PEPUY et incertitudes estimées.

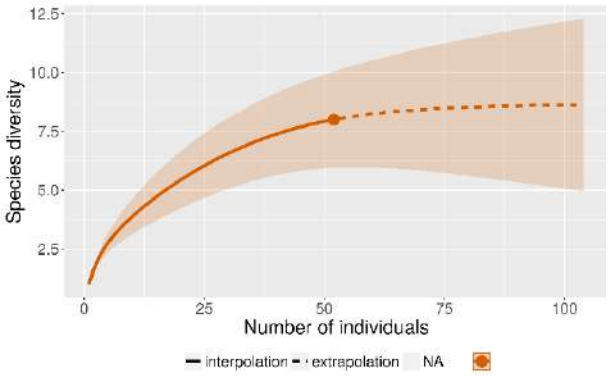


Fig. 119. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site LAURE et incertitudes estimées.

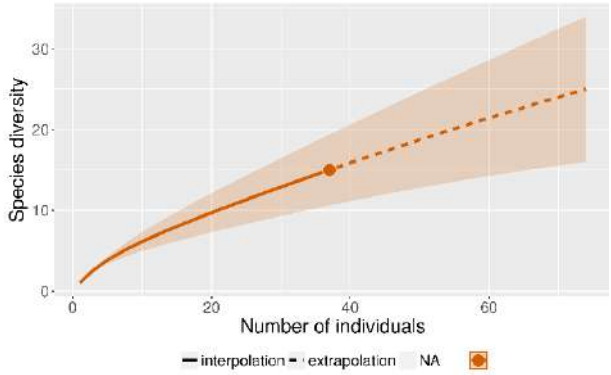


Fig. 120. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site PUYPI et incertitudes estimées.

- Taux de couverture

Le taux de couverture de l'ensemble des sites pelouses calcicoles suivis en 2018 est de 99.7% (pour un nombre d'individus total de 2984 et un nombre d'espèces de 73), au-dessus du seuil statistique admis couramment de 95% (Fig. 121-Fig. 122). Le nombre d'individus repérés à cette échelle de la région est ainsi suffisant et renforce l'analyse précédente indépendante de cumul individus-espèces dans le temps.

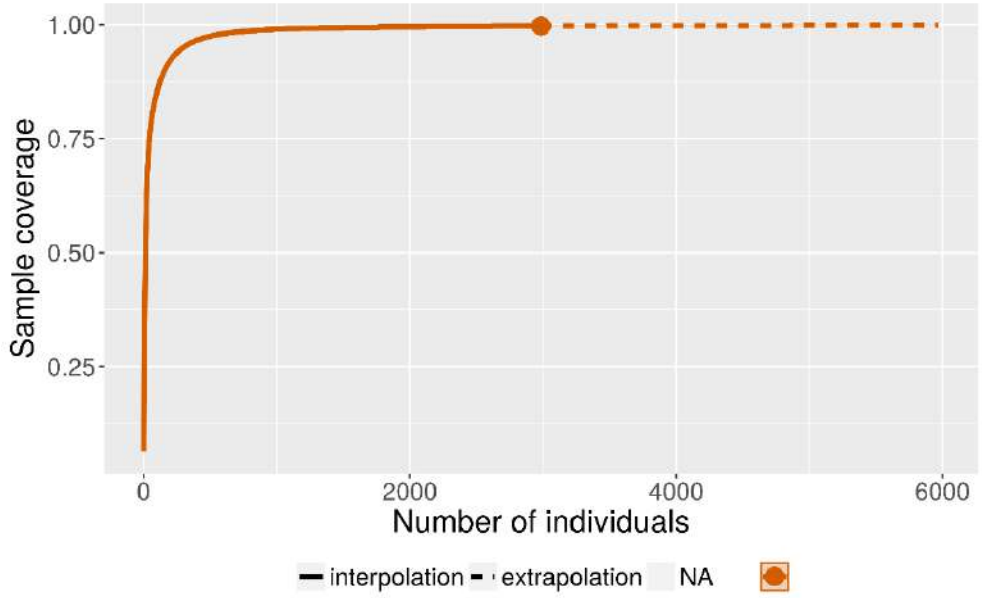


Fig. 121. Taux de couverture des sites de pelouses calcicoles en fonction du nombre d'individus observés.

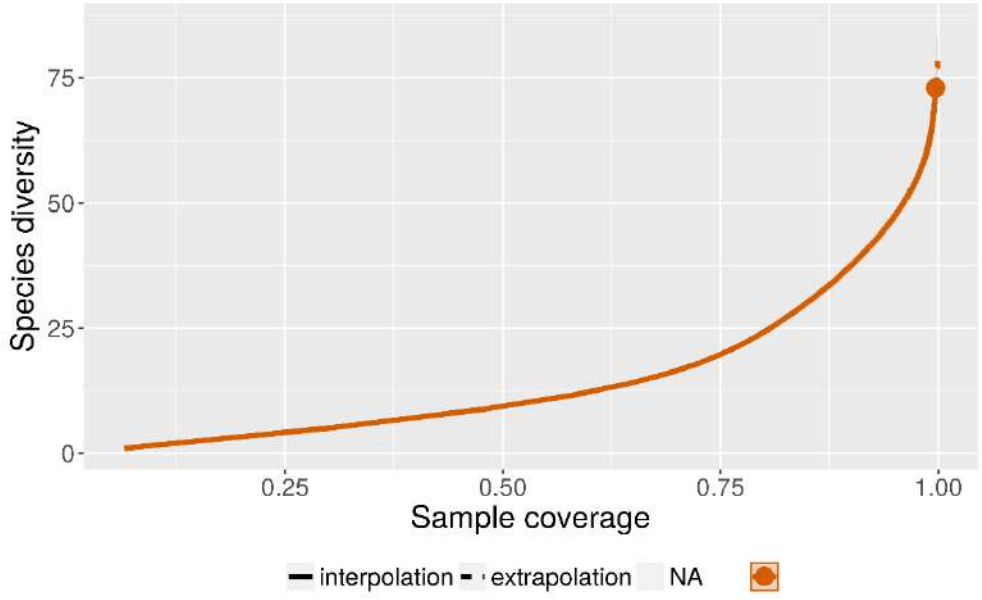


Fig. 122. Diversité spécifique des sites de pelouses calcicoles en fonction du taux de couverture (q=0).

14 sites ont un taux de couverture au-dessous du seuil statistique de 95% : de 70% à 94% PUYPI, PEPUY, PASTU, MOUNI, MILAU, THOUI, EYBEN, VEZER, PANOR, ARGEN, CCADI, CPUJO, BOUDO, CTREM. Pour les sites EBEY et PANOR, l'effort d'échantillonnage du nombre d'individus observés doit être doublé et pour PEPUY triplé. Les sites ayant un effort d'échantillonnage plus important à appliquer sont MOUNI (7 fois) et PUYPI (10 fois) (Fig. 123–Fig. 168).

Ce calcul surestime l'effort d'échantillonnage à appliquer. Le nombre d'individus à rechercher peut être inférieur. Un paramètre proposé par Lopez permet de corriger le calcul pour éviter d'envisager un effort d'échantillonnage trop important pour l'année suivante. Le paramètre moyen de Lopez est de z=1,4. Il n'induit une correction que de 0.1% négligeable sur ces données.

Avec les singletons f_1, d'après la règle de choix (BEGUINOT, 2016), le nombre d'espèces manquantes du modèle Jakknife 2 sélectionné en conséquence est par site de : CCADI=4.00, MOUNI=26.64, MOULI=9.94, CPAYR=4.00, BOUDO=23.85, PASTU=9.83, DAGLA=27.87, CPUJO=1.13, CTREM=16.91, PANOR=10.81, EYBEN=26.78, CBORR=12.95, THOUI=12.79, PUYPI=20.19, VEZER=9.89, PANCH=13.92, CFONT=17.90, PEPUY=13.62, BREUI=15.92, ARGEN=20.86, MILAU=16.84, LAURE=1.06. Pour le site GROUS, théoriquement 0.16 espèces sont manquantes d'après la méthode sélectionnée de Chao.

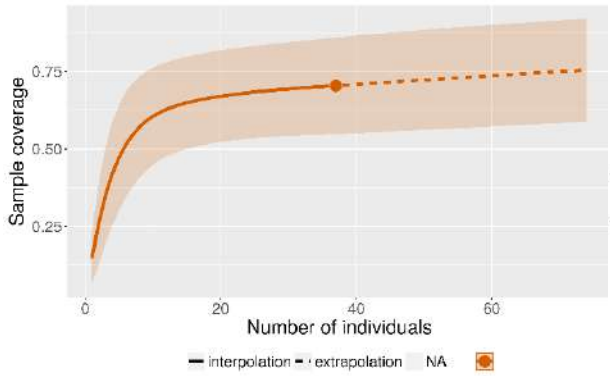


Fig. 123. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site PUYPI.

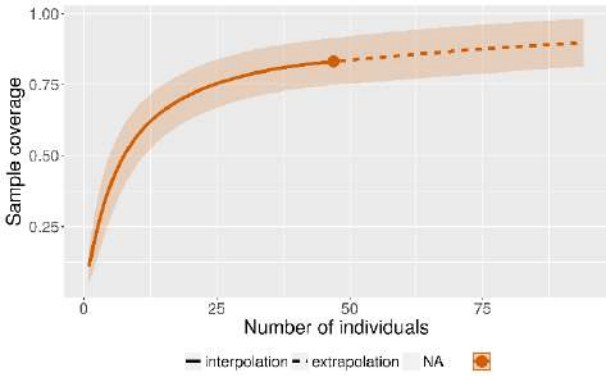


Fig. 124. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site PEPUY.

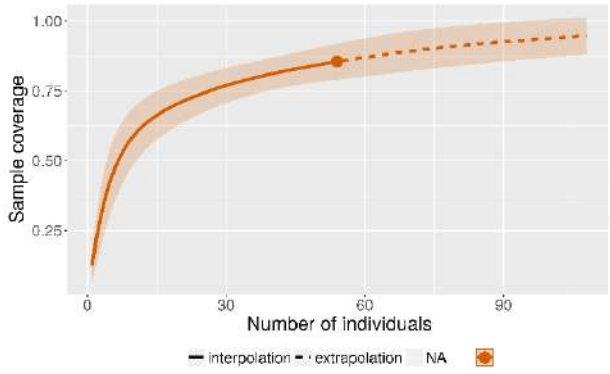


Fig. 125. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site PASTU.

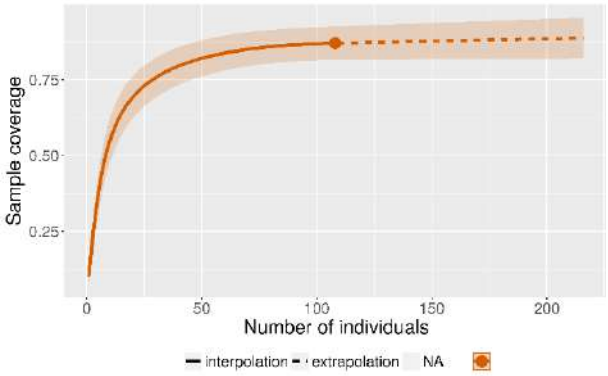


Fig. 126. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site MOUNI.

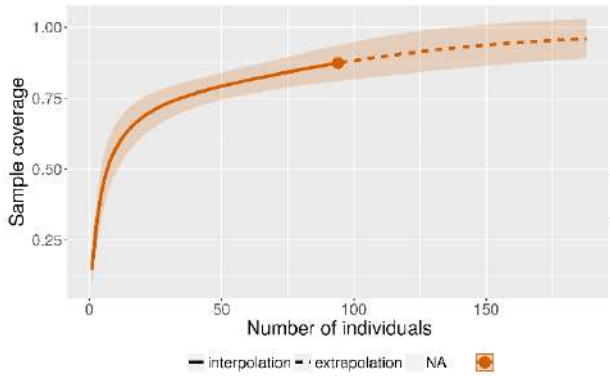


Fig. 127. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site MILAU.

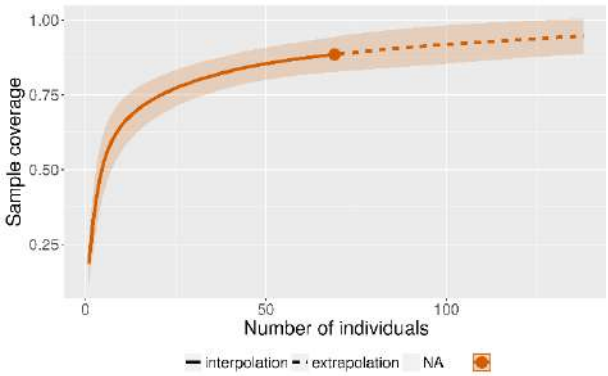


Fig. 128. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site THOUI.

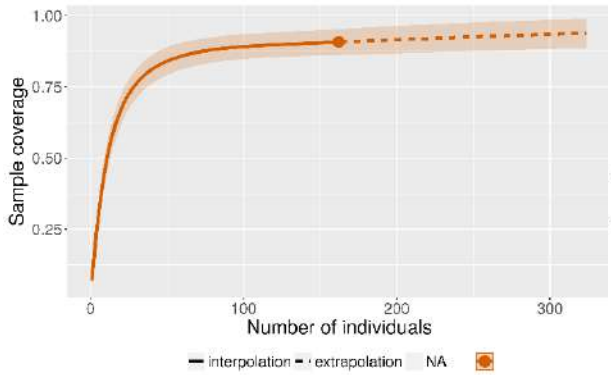


Fig. 129. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site EYBEN.

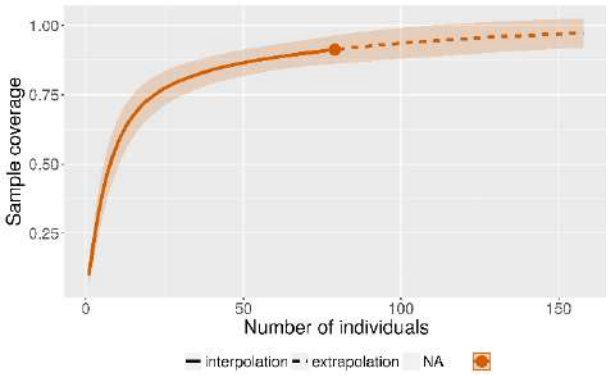


Fig. 130. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site VEZER.

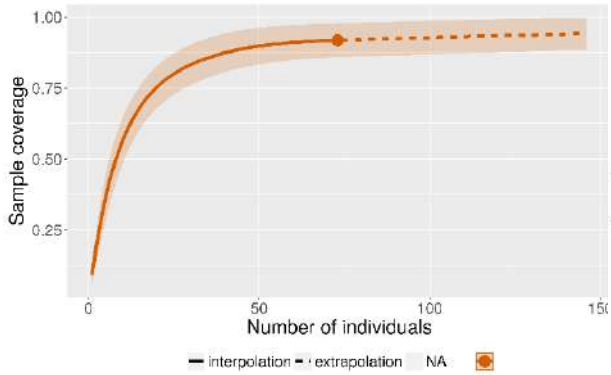


Fig. 131. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site PANOR.

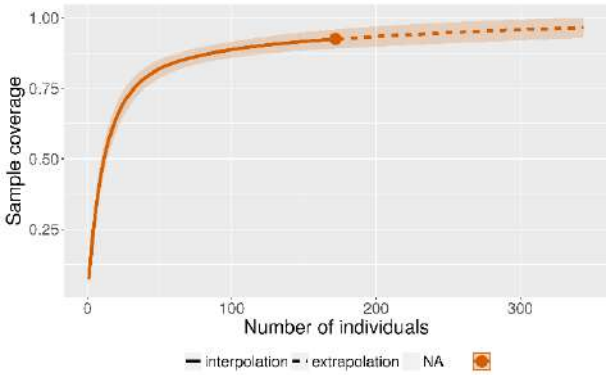


Fig. 132. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site ARGEN.

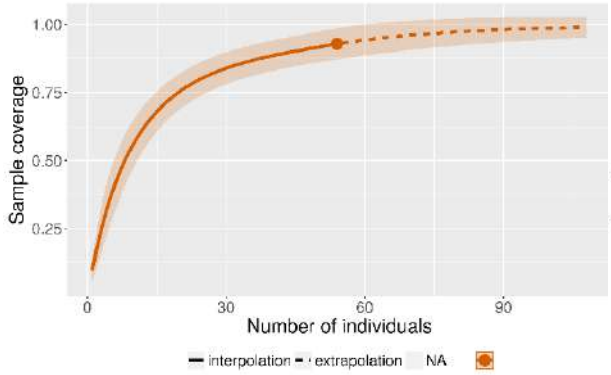


Fig. 133. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site CCADI.

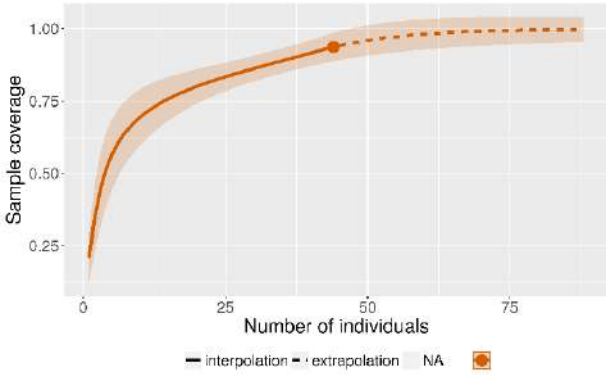


Fig. 134. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site CPUJO.

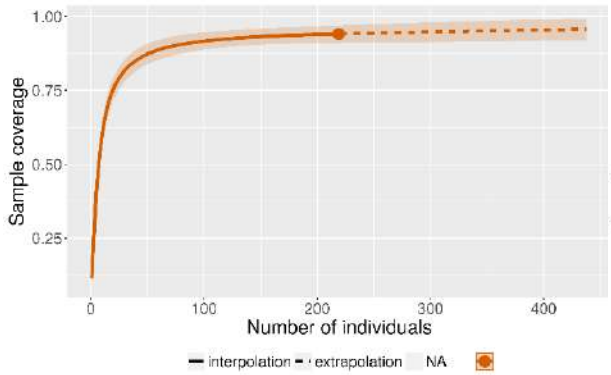


Fig. 135. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site BOUDO.

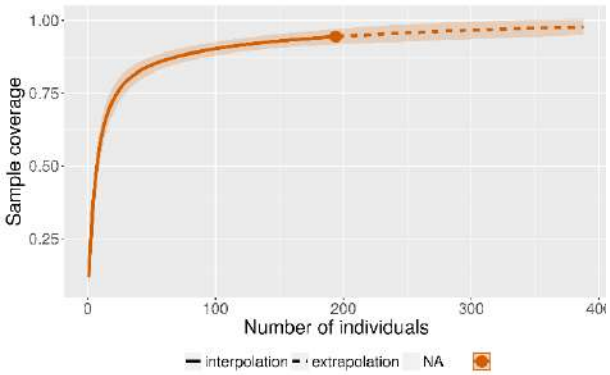


Fig. 136. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site CTREM.

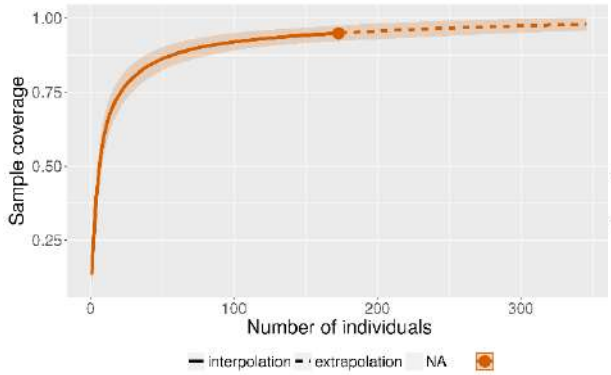


Fig. 137. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site PANCH.

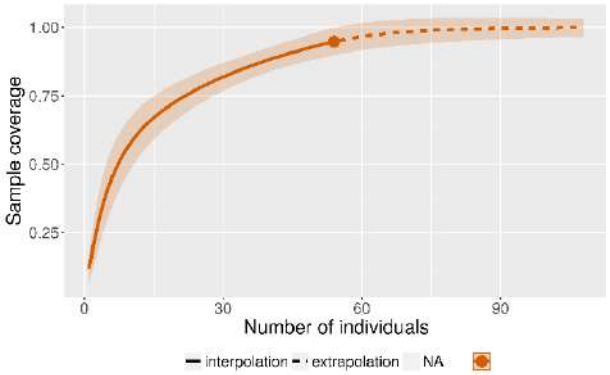


Fig. 138. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site GROUS.

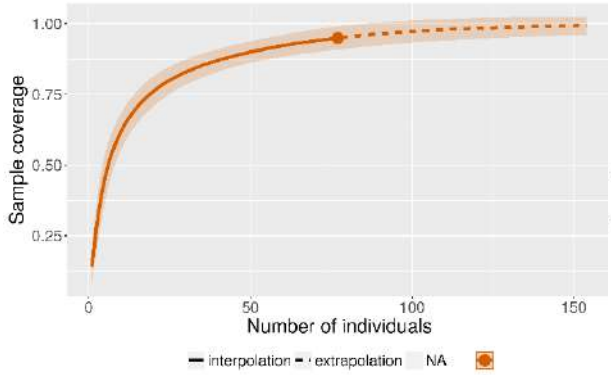


Fig. 139. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site CPAYR.

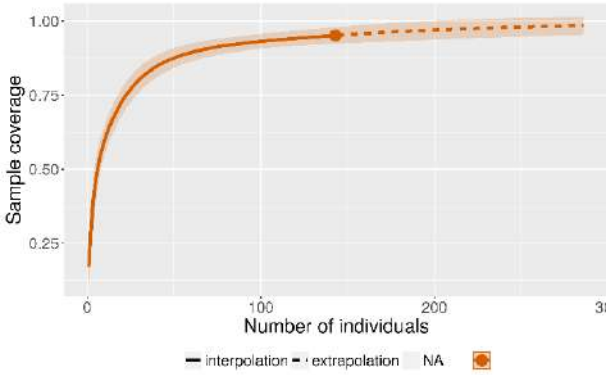


Fig. 140. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site MOULI.

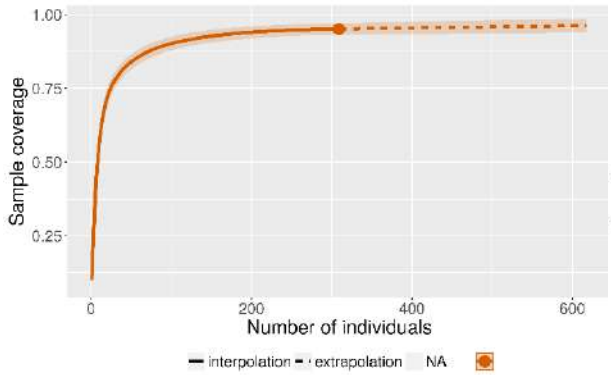


Fig. 141. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site DAGLA.

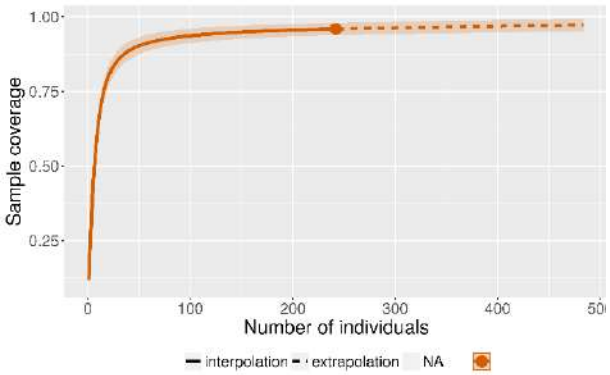


Fig. 142. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site CFONT.

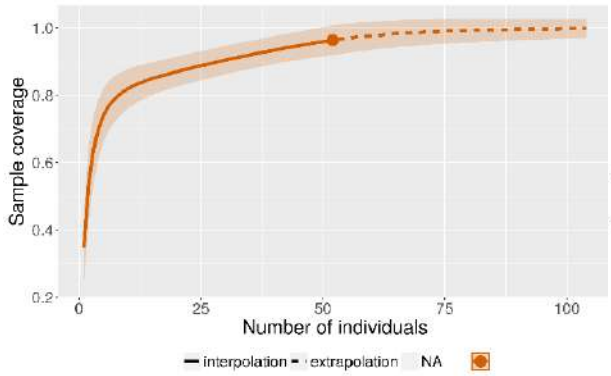


Fig. 143. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site LAURE.

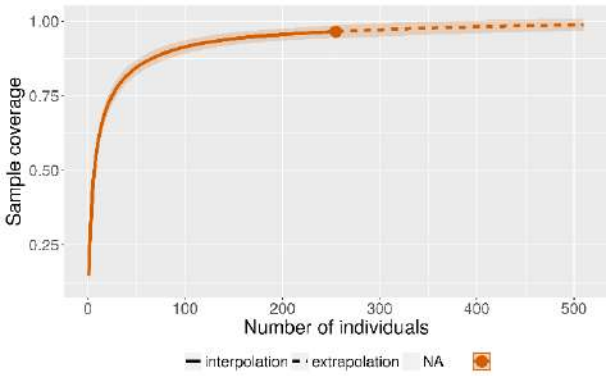


Fig. 144. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site CBORR.

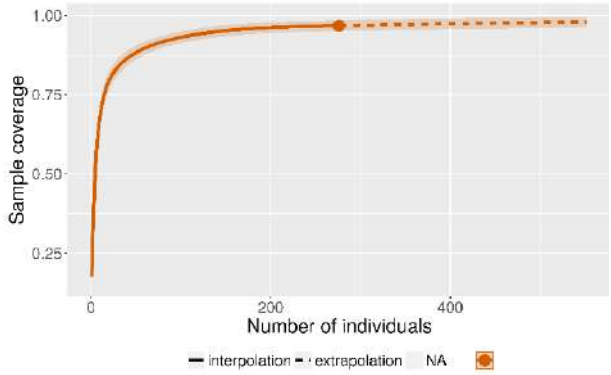


Fig. 145. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site BREUI.

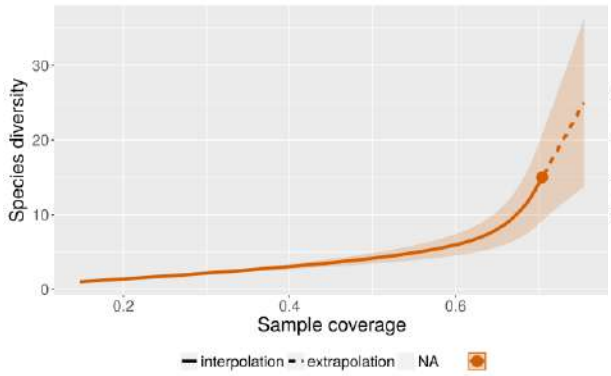


Fig. 146. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site PUYPI.

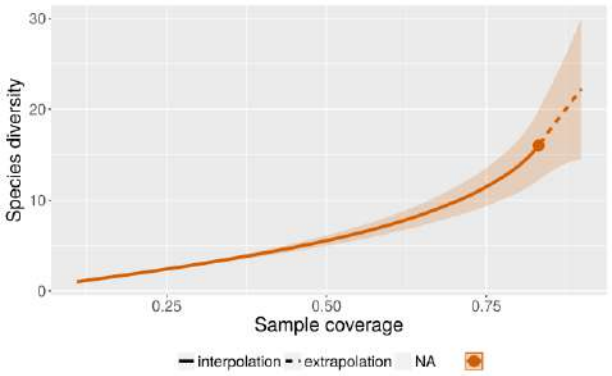


Fig. 147. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site PEPUY.

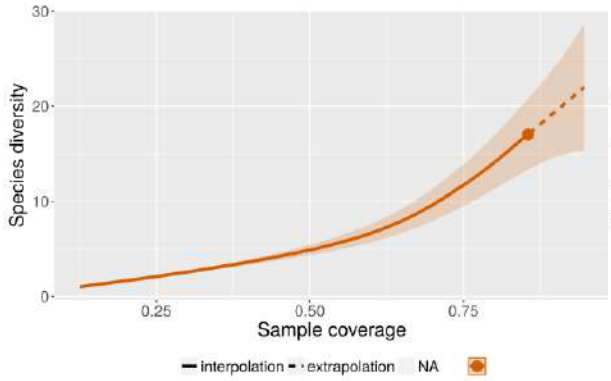


Fig. 148. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site PASTU.

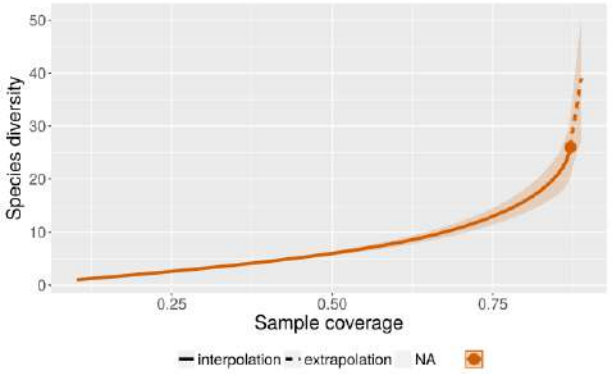


Fig. 149. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site MOUNI.

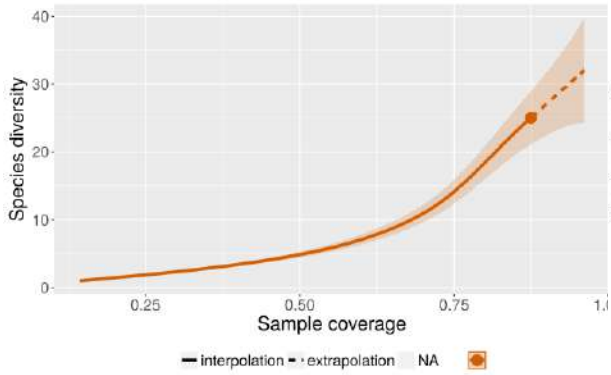


Fig. 150. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site MILAU.

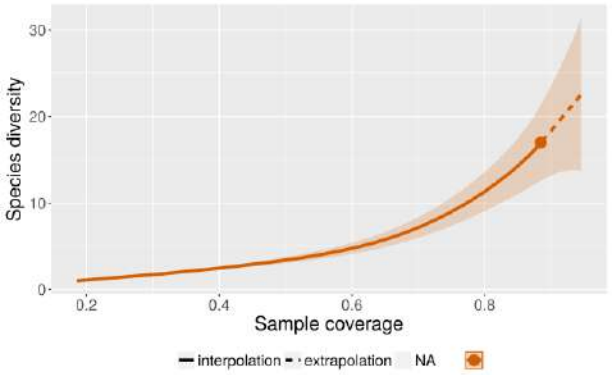


Fig. 151. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site THOUI.

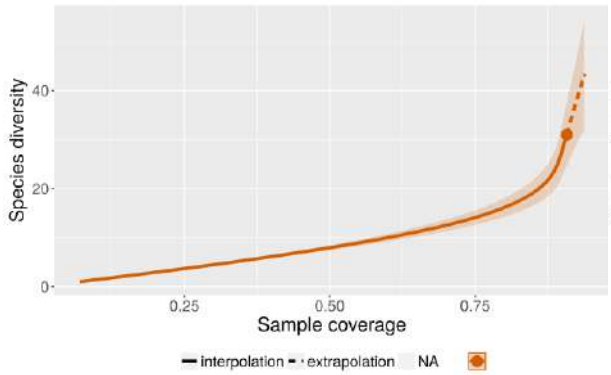


Fig. 152. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site EYBEN.

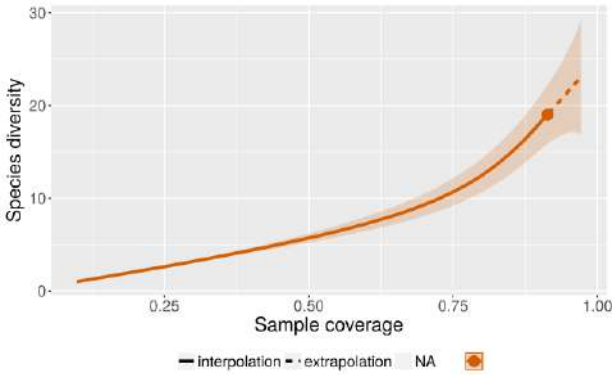


Fig. 153. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site VEZER.

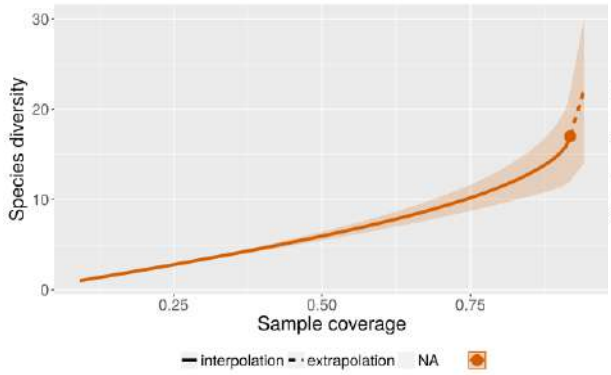


Fig. 154. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site PANOR.

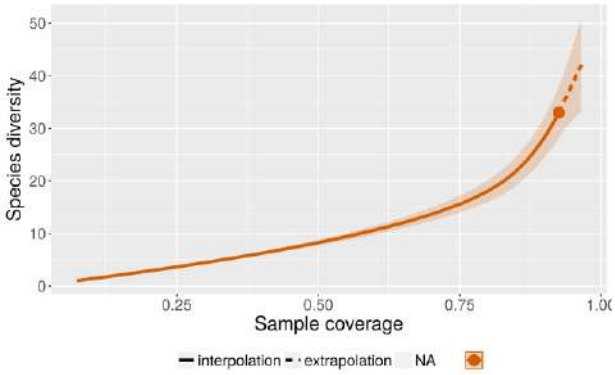


Fig. 155. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site ARGEN.

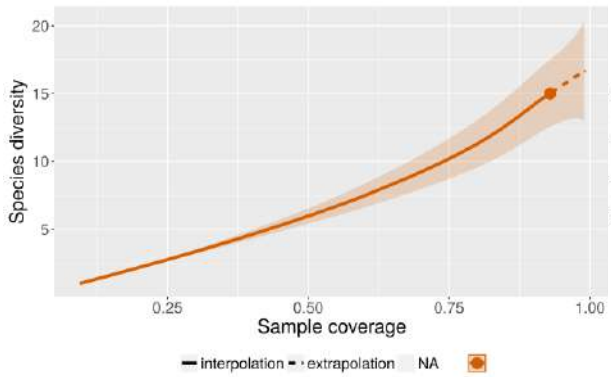


Fig. 156. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site CCADI.

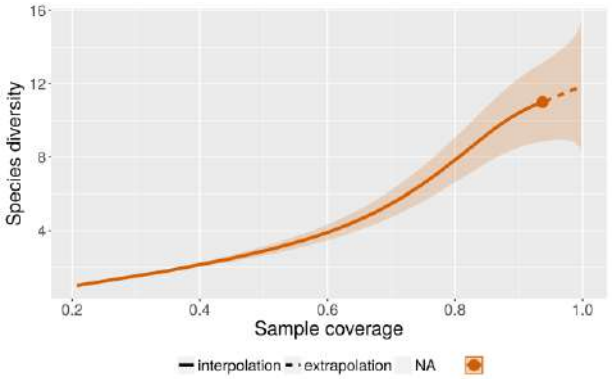


Fig. 157. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site CPUJO.

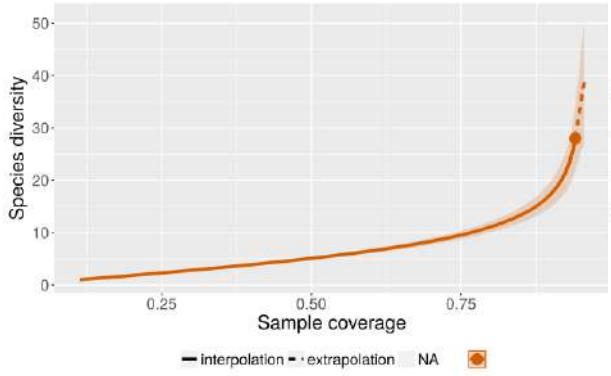


Fig. 158. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site BOUDO.

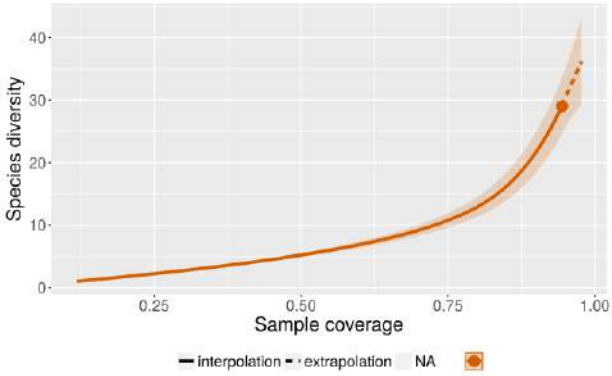


Fig. 159. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site CTREM.

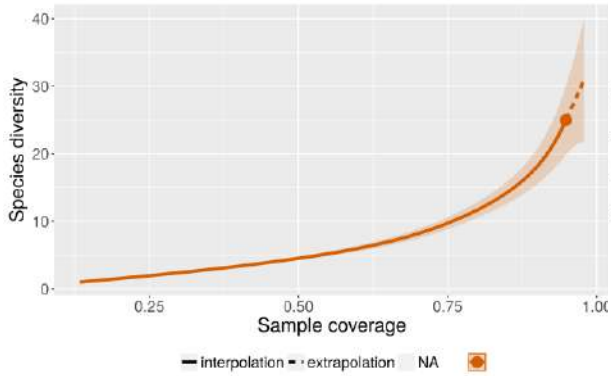


Fig. 160. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site PANCH.

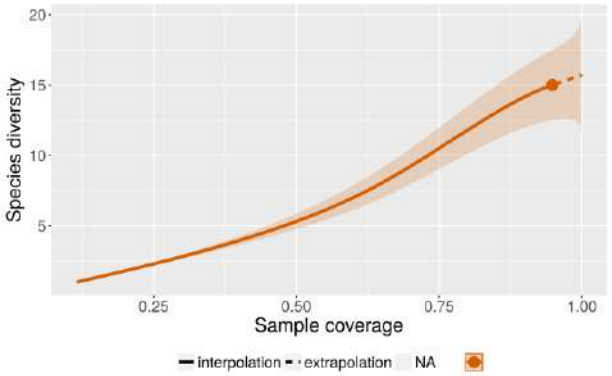


Fig. 161. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site GROUS.

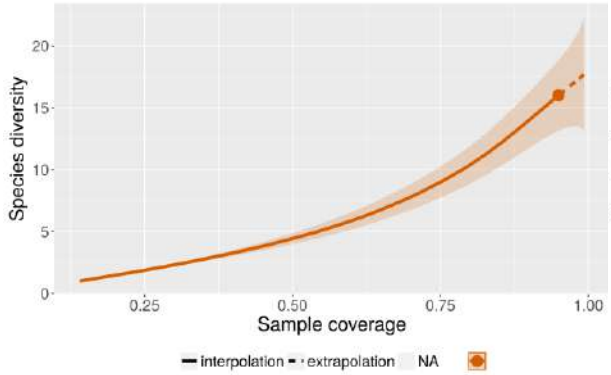


Fig. 162. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site CPAYR.

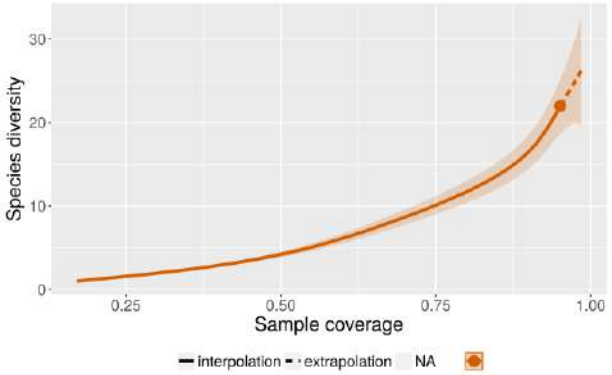


Fig. 163. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site MOULI.

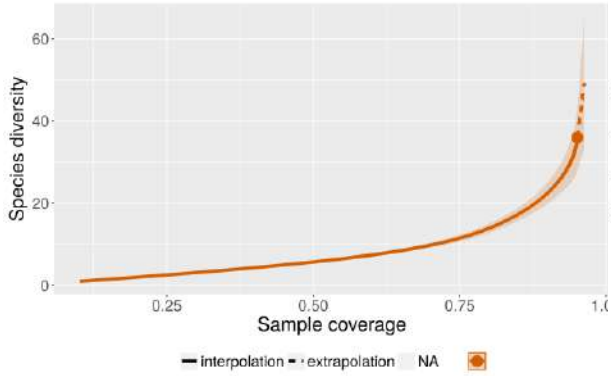


Fig. 164. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site DAGLA.

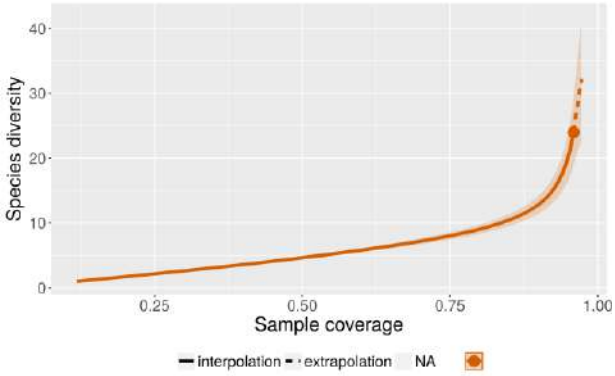


Fig. 165. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site CFONT.

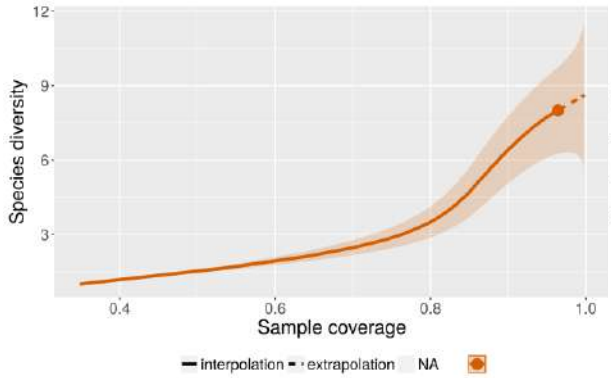


Fig. 166. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site LAURE.

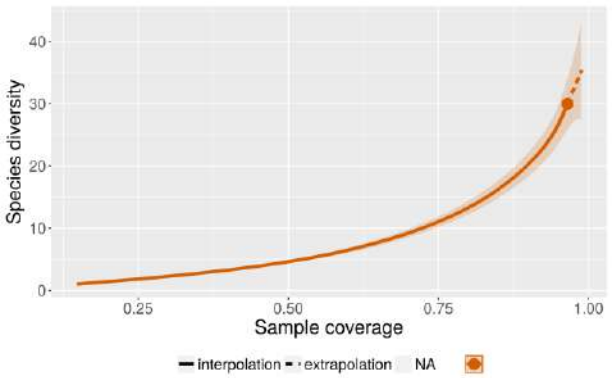


Fig. 167. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site CBORR.

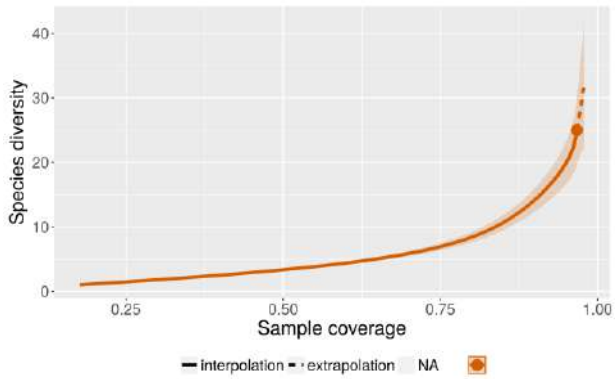


Fig. 168. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site BREUI.

- Similarités des sites

Les indices de similarité permettent de comparer les sites de la région de deux façons différentes. Au niveau local, il s'agit de comparer les sites entre eux, c'est-à-dire de mesurer : comment partagent-ils les espèces, comment se ressemblent-t-ils avec les proportions relatives ? Comment échangent-ils des espèces ? La mesure de comparaison de n sites est un débat non clos. L'utilisation des nombres de Hill est une solution de compromis qui s'impose en pratique. Au niveau global c'est-à-dire de la région qui renferme S espèces avec des proportions relatives globales, il s'agit de mesurer comment la région redistribue les espèces dans les sites, comment les proportions relatives globales se retrouvent dans les sites ? Ce niveau de calcul est plus simple et fait l'objet de moins de débat.

Dans le milieu pelouses calcicoles, la valeur $D\gamma$ du nombre d'espèces est la diversité spécifique de l'ensemble des sites agglomérés de la région (q=0, $D\gamma=73$), 73 espèces sont recensées au total dans l'ensemble des sites ; pour q=1, 29 espèces rares ; pour q=2, 17 espèces abondantes, pour q=4 11 espèces très abondantes ; pour q=8, 9 espèces les plus abondantes.

$D\alpha$ présente le nombre d'espèces moyen équivalent des sites qui compose la région. Pour q=0, 51 espèces sont en moyenne représentées par site, pour q=1, 12 espèces rares, pour q=2, 7 espèces abondantes, pour q=4, 4 espèces très abondantes, pour q=8, 3 espèces les plus abondantes.

$D\beta$ est le rapport de $D\gamma$ / $D\alpha$. Il donne accès au nombre de sites différents constituant la région en fonction de q, paramètre de l'indifférence portée aux espèces rares. La diversité β mesure la différenciation des sites entre eux. Si β =1, ils sont équivalents, 1 seul site suffit pour représenter aussi la région et si β =23 dans le cas des milieux secs, ils sont tous différents et concourent tous à la richesse de la région. Pour q=0 (nombre d'espèces très rares, rares, communes, nombreuses), l'ensemble des sites de pelouses calcicoles est équivalent à avoir 1.43 sites différents pour l'ensemble des espèces, pour q= 0.25 lié aux espèces très rares $D\beta$= 2.00 sites, pour q=8 espèces dominantes $D\beta$= 2.93. Si les 23 sites étaient strictement différents en proportions et en espèces alors $D\beta$=23 (Tab. XXXII). Le suivi de la région au cours du temps avec 23 sites peut conduire à une dérive mesurable par cette hétérogénéité. Si les espèces migrent, si les proportions relatives changent, cet indice composite $D\beta$ va évoluer. Actuellement l'échelle entre 1 et 23 est située entre 1.5 et 3. Le nombre de sites de suivis sur le territoire offre une marge de mesure.

Les indices de CqN, indices locaux, sont destinés à comparer des régions entre elles, des milieux entre eux. Ils donnent une valeur d'indépendance de la richesse du milieu, par exemple un pourcentage de recouvrement pour q=0 de 98%. 98% de toutes les espèces d'un site se chevauchent en moyenne dans les autres sites. Cependant, les espèces abondantes des sites ne se chevauchent pas avec les autres sites.

UqN sont des indices globaux de similarité des sites vus de la région. Ils augmentent de 55% à 100% en fonction de q. 69% des espèces de la région sont partagées en moyenne dans tous les sites (q=0). Plus la proportion des espèces abondantes est prise en compte, plus la similarité des espèces de la communauté de la région est partagée dans les sites. Pour q=infini ou 8, UqN=100%, l'espèce la plus abondante d'un site se retrouve dans tous les sites (Tab. XXXII).

Les indices SqN et VqN sont des cas particuliers, ils concernent la moyenne de similarité entre deux sites. En moyenne, deux sites partagent SqN=69% (q=0) de l'ensemble des espèces. En moyenne deux sites s'échangent VqN=98% (q=0) des espèces l'un avec l'autre.

Tab. XXXII. Résultats des paramètres de similarités des sites de pelouses calcicoles.

q	Dγ	Dα	Dβ	CqN	UqN	SqN	VqN
0.00	73.00	51.22	1.43	98%	69%	69%	98%
0.05	69.26	44.63	1.55	97%	64%	63%	97%
0.25	56.40	28.14	2.00	93%	55%	48%	95%
0.50	44.23	18.89	2.34	86%	56%	40%	94%
1.00	28.99	11.70	2.48	71%	71%	38%	93%
1.50	21.10	8.68	2.43	55%	85%	38%	93%
2.00	16.92	7.03	2.41	39%	94%	39%	94%
3.00	13.06	5.31	2.46	16%	99%	38%	93%
4.00	11.34	4.43	2.56	6%	100%	36%	93%
6.00	9.73	3.52	2.76	1%	100%	33%	92%
8.00	8.94	3.05	2.93	0%	100%	31%	91%

5.2.4 Discussion

- **Diversité spécifique et similarité des sites de pelouses calcicoles**

Les profils de diversité spécifique sont des graphiques calculés à partir des abondances de chaque espèce (CHIU *et al.*, 2014a). Le profil est décrit par une fonction incluant un paramètre q, dit « d'indifférence aux espèces rares » (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; CHAO & CHIU, 2016). Plus q est grand et moins les espèces rares sont prises en compte. Le profil caractérise en résumé l'hétérogénéité des abondances des espèces (MALLARD, 2016b) et il est une image de la fragilité du milieu. Pour un nombre d'espèces donné, plus le profil est plat et plus il est potentiellement stable sachant que les impacts sont ainsi partageables entre les espèces qui pourront répondre aux pressions par leur abondance. Si le profil est très concave, les espèces rares sont nombreuses et ne peuvent pas répondre à des menaces par leur nombre. Ce profil est lié aux proportions d'abondance relative des espèces, donc à des dizaines de paramètres, autant que d'espèces soit 191 espèces possibles listées en Nouvelle Aquitaine. Pour simplifier, les courbes des profils ont été résumées par un minimum de paramètres. Les graphiques des profils peuvent être ensuite résumés par 8 paramètres environ évitant des analyses statistiques complexes, agrégeant les résultats. Le cumul du nombre d'espèces abondantes s'obtient avec le paramètre q supérieur à 2, par exemple q=4 (part de l'espèce la plus abondante avec q=infini). Le cumul du nombre d'espèces communes et abondantes est donné avec q=2 (indice de Simpson). Le cumul du nombre d'espèces rares, communes, abondantes revient à utiliser q=1 (indice de Shannon). Enfin, le nombre total d'espèces est donné par q=0 (MALLARD, 2016b ; MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; CHAO & CHIU, 2016). Ces paramètres de lissage proposés dans le programme sont des éléments d'analyse qui peuvent être comparés pour un même site, dans le temps par rapport aux variations climatiques, comparés entre plusieurs sites de même nature, par exemple ici ceux des pelouses calcicoles, les sites étant rapportés toutefois à un effort d'échantillonnage proche pour éviter trop de biais.

Les sites Coteau de Pujols et Lande de Saint-Laurent sont les moins riches en espèces de lépidoptères et ascalaphes. Comme en 2017, le site Pujol a une diversité plus faible. La végétation sur ce site est du type de pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. D'après les relevés floristiques, la tendance à la fermeture du milieu pourrait aussi expliquer une plus faible

diversité spécifique en lépidoptères. Le plateau d'Argentine, pelouse xérophile calcicole plus ou moins ouverte, de caractère subméditerranéen, est le site ayant la diversité spécifique en lépidoptères la plus forte. Les espèces les plus abondantes sont *Lysandra bellargus* et *Libelloides coccajus* espèces caractéristiques des pelouses calcicoles. Ces résultats confirment la validation méthodologique de sélection des sites typiques de pelouses calcicoles permettant d'étudier les réponses spatio-temporelles des populations de lépidoptères et d'ascalaphes face au changement climatique.

La comparaison des diversités spécifiques de lépidoptères entre les pelouses calcicoles permet d'avoir une « image » de la communauté qui évolue dans l'espace et le temps. L'analyse ACP montre une communauté globalement similaire en trois sous-groupes qui peuvent être caractérisés par leur habitat xérophile ou mésophile. La similarité entre les sites est semblable pour l'ensemble des espèces. Les quelques différences se situent au niveau des espèces les plus abondantes qui ne sont pas similaires entre tous les sites. Ces résultats confirment la validation des sites choisis permettant d'étudier les réponses spatio-temporelles des populations de lépidoptères et d'ascalaphes face au changement climatique. L'hypothèse posée est que les profils de diversité spécifique des pelouses calcicoles devraient changer par l'augmentation de l'abondance des espèces typiques d'affinité méditerranéenne (rapport Tome I).

Le cumul des profils de diversité en fonction des dates mensuelles de relevé de 2017-2018 permet de montrer qu'à partir de juin une majorité des espèces sont déjà observées.

- **Evaluation de l'effort d'échantillonnage et ajustement de la méthode de suivi**

En pratique, l'observation exhaustive des espèces ne peut pas être réalisée. Elle est ainsi remplacée par des échantillonnages dont il faut assurer une première pertinence par l'analyse de l'accumulation des données. La qualité de l'échantillon est quantifiée par le taux de couverture ou effort d'échantillonnage qui est calculable grâce aux travaux A. Turing et I.J. Good (GOOD, 1953). Si cela est nécessaire, si les comparaisons entre sites, dans l'espace, dans le temps, doivent être abordées à taux de couverture constant, il est en pratique plus adapté d'extrapoler les données des sites moins bien échantillonnés avec son incertitude et si nécessaire d'interpoler les sites les mieux échantillonnés. L'extrapolation est un moyen à privilégier pour conserver les données des sites les mieux dénombrés mais dans le cas d'indices globaux, agrégeant les sites, elle ajoute une incertitude aux résultats qui sont ceux des sites avec un taux de couverture maximal. L'interpolation est plus fiable, entraîne peu d'incertitudes, mais les valeurs sont rapportées à un taux de couverture moyen plus faible (MALLARD, 2016b). Dans la mesure où il est possible d'estimer le taux de couverture des sites, la comparaison des données des sites à taux de couverture constant est une information beaucoup plus fiable que celle obtenue à nombre d'individus comptés identique (CHAO & JOST, 2012).

Les estimations des indices dits de Chao surestiment en fait les efforts d'échantillonnage car le terme f_1/f_0 reste constant en extrapolation alors que plus l'effort d'échantillonnage est important et plus la proportion de singletons décroît. Une correction est proposée (LOPEZ *et al.*, 2012). Des règles générales en sont déduites. Les dénombrements qui présentent plus de 8% des singletons, ou moins de 100 « individus / espèces » ont probablement un degré de sous-échantillonnage. Il peut alors être amélioré par une augmentation de l'effort d'échantillonnage ou en utilisant des estimateurs de richesse. Un seuil d'échantillonnage de 20 « individus / espèces », ou moins de 21% des singletons, est en pratique un effort d'échantillonnage minimum pour estimer une richesse asymptotique fiable (au moins 95% de la richesse estimée) en utilisant ensuite des corrections d'estimateurs non paramétriques. Les suivis pelouses sèches respectent en global cette règle.

Une couverture à 100% de tous les sites n'est pas un objectif. Pour comparer les sites, au lieu de rechercher une telle asymptote, il est possible d'interpoler les données existantes à des taux plus bas, par exemple un site couvert à 99% peut être dégradé à 95% en nombre d'espèces. Le taux de couverture supérieur ou égal à 95% des sites signifie que les transects des sites échantillonnés renferment 95% des espèces présentes dans le site. Les sites avec un taux plus faible par exemple 90% peuvent être à leur tour extrapolés comme s'ils avaient été échantillonnés à 95%. Ainsi les sites ne sont pas comparés en prenant la valeur du site le moins bien échantillonné mais avec un compromis par interpolation et extrapolation. Une couverture comparable entre sites évite d'envisager un échantillonnage exhaustif. La littérature conseille de ne pas dépasser une extrapolation d'un facteur 2 pour le nombre d'individus. Pour augmenter l'effort d'échantillonnage, il existe deux possibilités, soit augmenter le nombre de transect ou augmenter la fréquence des suivis dans le temps. Le nombre et le positionnement des transects ont été élaborés pour couvrir la surface de l'habitat homogène mais également pour éviter le biais du double comptage (MALLARD, 2016b). Il a ainsi été décidé d'augmenter le nombre de suivis dans l'intervalle de 15 jours entre les suivis de mai et août. Parmi les sites, les suivis des sites Pelouse du Puy d'Ayen, Coteau de Mounicou et Pelouse du Puy Pialat en 2018 ne sont pas suffisants pour obtenir une extrapolation fiable (extrapolation >3fois pour un seuil de 95%). Le site de la Pelouse du Puy d'Ayen et Pelouse du Puy Pialat ont été suivi sur 3 comptages en 2018 et pourrait être augmenté à 6 et 8 comptages respectivement en 2019 et pour le Coteau de Mounicou de 4 comptages en 2018 à 6 comptages en 2019. Cet ajustement du protocole sera évalué en 2019. En 2016, le taux de couverture de MS est de 97%. Cela s'interprète comme : « les transects des sites échantillonnés des milieux secs renferment 97% des espèces présents dans les milieux secs. En 2017 et 2018, les taux de couverture sont de 99% donc le nombre de sites est suffisant pour obtenir des résultats significatifs. La diversité spécifique de l'ensemble de ces sites est suffisante pour les analyses permettant de valider les sites d'étude pour les années de suivis suivantes.

Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, les trois années de suivis ont permis la mise en place d'une méthode de suivis des lépidoptères de pelouses calcicoles ajustée, évaluée, optimisée, robuste et validée au cours du temps par l'intermédiaire de l'analyse mécanistique de compréhension des phénomènes et par l'analyse statistique d'extraction des paramètres.

L'agrégation des données montre un taux de couverture suffisant pour obtenir des résultats significatifs avec l'ensemble des sites suivis et le protocole déjà en place. L'ensemble de ces données indiquent donc que le choix du nombre de sites est suffisant pour les pelouses calcicoles pour caractériser la région située entre les latitudes 43°, 44° et 45°. Pour couvrir la région Nouvelle-Aquitaine des sites pourront être ajoutés en latitude 46°.

- Extrapolations année par année

L'interpolation et l'extrapolation ont pour but d'estimer le nombre réel d'espèces d'un milieu à partir d'un échantillonnage donnant des informations de découvertes et d'abondances de celles-ci. A partir des espèces observées, en particulier celles avec 1 et 2 individus (singletons et doubletons), il est possible d'estimer le profil de diversité exhaustif dit asymptotique pour un effort de couverture qui serait de 100%. Deux méthodes combinées coexistent. D'un côté les estimateurs non paramétriques, comme ceux « Chao » ou les estimateurs « Jackknife » qui donnent une valeur du nombre d'espèces manquantes à partir des résultats obtenus. De l'autre côté il s'agit d'extrapoler les courbes d'accumulation des espèces et de savoir comment des efforts supplémentaires vont modifier les résultats pour s'approcher des valeurs d'un dénombrement exhaustif. Des développements récents prolongent des travaux effectués depuis plus de 20 ans à partir des raisonnements d'Alan Turing.

Disposant de 3 années de résultats, il s'agit d'utiliser et d'appliquer ces travaux pour obtenir des valeurs alimentant le point discussion. Par défaut la valeur de l'extrapolation de J.Beguinot est donnée en parallèle à celle de A.Chao largement utilisée. L'extrapolation de Chao est moins générale que celle de J.Béguinot qui combine au mieux 2 résultats (BEGUINOT, 2015).

En 2016, avec 511 individus directement identifiés (sans le report des groupes d'espèces), le nombre d'espèces est de 46. L'application de l'extrapolation de J.Béguinot estime que le nombre d'espèces serait supérieur à 60 si le nombre d'individus observés avait été double et la valeur asymtotique serait de 63.

L'année suivante en 2017, le nombre d'individus directement identifiés est de 2796 et le nombre d'espèces trouvées est de 69, qui seraient 82 avec un nombre d'individus double et 88 comme valeur limite.

L'année 2018 avec 3025 individus cela conduit à 73 espèces observées et l'extrapolation au double d'individus conduirait à 81 individus pour une valeur asymtotique de 82.

Le cumul des 3 années conduit fin mai à 3889 individus et 78 espèces sur les 3 années, fin juin 5086 individus 82 espèces, fin juillet 5667 individus et 83 espèces, fin août 6332 individus et 84 espèces. Sur les 3 années l'extrapolation donne un nombre d'espèces de 94.

L'extrapolation a permis d'estimer pour chaque site le nombre d'espèces limite théorique existant sur 1 année ou ayant existé sur 3 années. Les sites qui ont théoriquement un indice d'existence le plus fort sont Plateau d'Argentine, Coteau d'Ebeynes, Vallée de Boudouyssou, Pelouse du Puy Pialat, Causse de Daglan, Coteau de Mounicou.

L'ensemble de ces données avec les taux de couverture indiquent que le choix du nombre de sites est suffisant pour les milieux secs pour caractériser la région située entre les latitudes 43°, 44° et 45°, le taux de couverture de 99%. L'échantillonnage par mois et en partie par quinzaine est satisfaisant globalement.

- **Perspectives d'analyse mécanistique et statistique**

La littérature indique fortement que l'examen des profils de diversité est une donnée importante d'analyse des abondances de chaque espèce (CHIU *et al.*, 2014a). Les graphiques des profils de diversité ont été résumés par des paramètres pour éviter des analyses complexes à plusieurs centaines de variables. Les nombres de Hill donnent accès à un outil d'agrégation objectivement reconnu ; mis en place au niveau théorique, très discuté et qui le fait évoluer ; pertinent en agrégation numérique pour résumer l'état de la diversité et les interactions dans l'espace et dans le temps. Il peut alimenter des modèles statistiques par exemple GAM (HARRISON *et al.*, 2014).

Les observations sur le terrain dans le temps conduisent à des dénombrements d'individus qui sont répertoriés dans des espèces. Cela conduit à des données premières et un traitement de mesure de biodiversité qui est effectué à partir de leurs proportions relatives. Des profils de diversité résument l'information et sont liés principalement à ces proportions. Les espèces ne sont alors différenciées que par leurs dénombrements. Il est possible d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces issues de quelques traits biologiques (par exemple la taille, la couleur). Le métabolisme s'accélère avec la température et la taille des individus diminue (CHEN & FENG, 2016). Ce trait est abordé par exemple par la relation entre l'abondance N_ind d'une espèce et sa taille moyenne « W ». Damuth (1981) propose par exemple $N_ind=kW^{-0.75}$, valeur de k liée à l'espèce etc. Les profils de diversité ont montré

des sites avec une diversité spécifique plus importante selon des types de végétations à tendance mésohygrophiles et plus hygrophiles. Les paramètres environnementaux et biologiques couplés seront peu à peu introduits dans les prochaines analyses pour aborder plus finement ces premiers résultats exploratoires. Ce travail demandera en pratique une collaboration avec le CBNSA en charge des suivis floristiques sur ces mêmes sites. L'analyse en composantes principales utilisée avant une régression permet d'éviter d'utiliser des variables redondantes. Cette première analyse descriptive peut être complétée par des analyses de modèle Linéaire Généralisé (GLM).

En complément aux traits, ces espèces peuvent être plus ou moins dissociées selon leurs histoires évolutives (MALLARD, 2016b). La théorie de l'évolution est reconnue comme la référence pour décrire la transformation des plantes et des animaux dans le temps. La discipline associée est la phylogénétique pour décrire la genèse des différentes classes où les individus peuvent être regroupés. La méthode représentant le processus d'évolution dans le temps est généralement un arbre bien que les nouveaux développements le transforment en un réseau, en un anneau. Les feuilles de cet arbre sont les espèces étudiées. Le développement de la biologie moléculaire a permis l'utilisation de séquences de macromolécules biologiques pour obtenir des informations sur cette histoire évolutive. Celles qui présentent des séquences identiques ou similaires sont posées comme provenant d'un ancêtre commun construisant ainsi peu à peu cet arbre de façon statistique. Les branches de l'arbre, défini sur un plan topologique, présentent des longueurs associées qui pondèrent les espèces entre elles, comme les distances précédentes liées au trait de taille (MARCON, 2015 ; PAVOINE *et al.*, 2017). L'analyse des profils de diversité peut être abordée, complétée au cours du programme par l'intégration de traits biologiques et de la diversité phylogénétique dans le cadre généralisé des « nombres de Hill » utilisé dans ce rapport pour les abondances.

Dans un cadre de traitements numériques, la diversité fonctionnelle est une distance entre les espèces, cela peut être un arbre phylogénétique, ou une distance dans un espace avec des traits généraux de fonctionnalité des lépidoptères (exemple HANSPACH *et al.*, 2015). L'ensemble des axes des traits forme un hyper volume où sont placées les espèces, chaque espèce i est distante de l'espèce j de d_{ij}. Les espèces existent ainsi par leurs quantités et leurs caractéristiques. Les traits principaux d'un animal sont par exemple le sexe, la longueur de l'aile, la surface de l'aile, la performance en vol, la colorisation, la masse du corps, la longueur du corps. Les traits peuvent être adimensionalisés par la moyenne et l'écart–type et peuvent être reliés entre eux, diminuant d'autant le nombre d'axes. La longueur des ailes et la performance en vol sont, par exemple, 2 clés en réponse au changement climatique. La taille des ailes peut devenir un frein à la performance en vol (LEGRAND *et al.*, 2016). Ce deuxième cadre est un complément à celle plus analytique des nombres de Hill.

L'analyse des profils de diversité peut être complétée au cours du programme par l'intégration des traits biologiques et de la diversité phylogénétique. Le travail des méthodes de calcul associées a été abordé à titre exploratoire, l'aspect programmation présente une complexité classée de moyenne dans le sens où les tableurs restent des outils suffisants pour des analyses année par année.

5.3 Communautés de micromammifères

Auteurs : Justine Poujol, Philippe Legay, Contributeur : Thomas Ruys

Le suivi des communautés de micromammifères réalisé en 2018 fait suite au protocole mis en place en 2017 (MALLARD, 2017b). L'idée est d'observer et de comparer l'évolution des aires de répartition des espèces et/ou des communautés d'espèces, en fonction de leurs optimums écologiques. En effet, si les conditions environnementales évoluent vers des périodes plus sèches (« réchauffement global »), les espèces ayant des optimums écologiques dans ce sens devraient mieux s'adapter et donc accroître, par exemple, leur aire de répartition. En Nouvelle-Aquitaine, ce phénomène pourrait se traduire par un gradient sud-nord avec une remontée des espèces de milieux « chauds » vers le nord (MALLARD, 2016a).

Le protocole en place se base donc sur des transects nord-sud en région Nouvelle-Aquitaine en échantillonnant régulièrement à des latitudes différentes des sites à Effraie des clochers (*Tyto alba*) afin d'y récolter et d'analyser des pelotes de réjection. En effet, l'Effraie des clochers est un rapace nocturne, largement réparti en France (en-dessous de 800 m d'altitude), qui est un prédateur généraliste de micromammifères. Parmi les rapaces, cette chouette est la plus opportuniste, tant dans ses habitats de chasse que dans ses proies en fonction toutefois de leur fréquence relative et de leur abondance annuelle. La méthode d'analyse des pelotes de réjection reste la moins intrusive et offre une bonne représentativité de la diversité de ces petits mammifères au sein d'un territoire de chasse de l'Effraie des clochers (LIBOIS *et al.*, 1983 ; COLARDELLE, 2010).

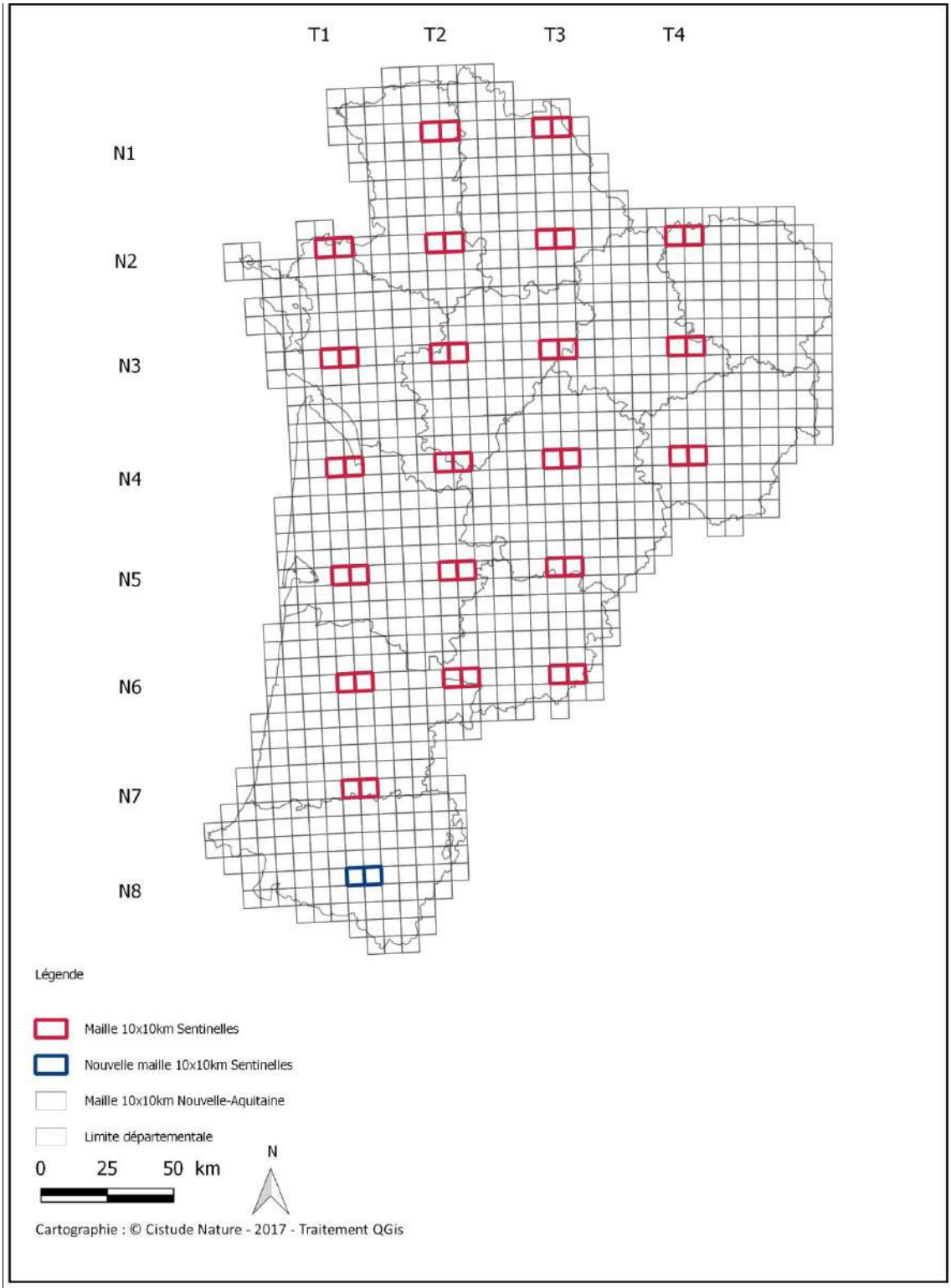
5.3.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

En accord avec le protocole établi en 2017 (MALLARD, 2017b), l'échantillonnage des pelotes a été réalisé selon des gradients latitudinaux (nord-sud) et longitudinaux (est-ouest) afin de mettre en évidence les possibles glissements d'aires de répartition des espèces étudiées. Les transects sur lesquels s'est basé l'étude 2018 sont les mêmes que ceux utilisés en 2017 avec la même configuration de mailles ainsi que le même objectif, à savoir ramasser 50 à 60 pelotes par maille de 10x10 km.

Une modification a cependant été apportée cette année concernant les sites de suivis. En effet, deux mailles supplémentaires ont été échantillonnées dans les Pyrénées-Atlantiques (Fig. 169). Ces mailles se situent dans un contexte environnemental favorable à l'Effraie des clochers permettant la récolte de plus de pelotes et donc plus d'informations sur les communautés de micromammifères. De plus, ces nouvelles mailles permettent d'étudier un niveau supplémentaire sur le gradient latitudinal.

Au total, ce ne sont plus 7 mais 8 niveaux (gradients longitudinaux) qui seront étudiés en 2018 tandis que le nombre de transects (gradients latitudinaux) reste de 4. Le nombre de mailles (10x10 km) étudiées passe donc de 42 en 2017 à 44 en 2018 avec l'ajout des mailles T1N8e et T1N8o (Fig. 169).



Localisation des mailles 10x10 km pour la recherche des pelotes de réjection en Transect (T) et Niveau (N)

Fig. 169. Répartition des mailles pour la prospection des pelotes de rejection en Nouvelle-Aquitaine.

- **Description des sites choisis**

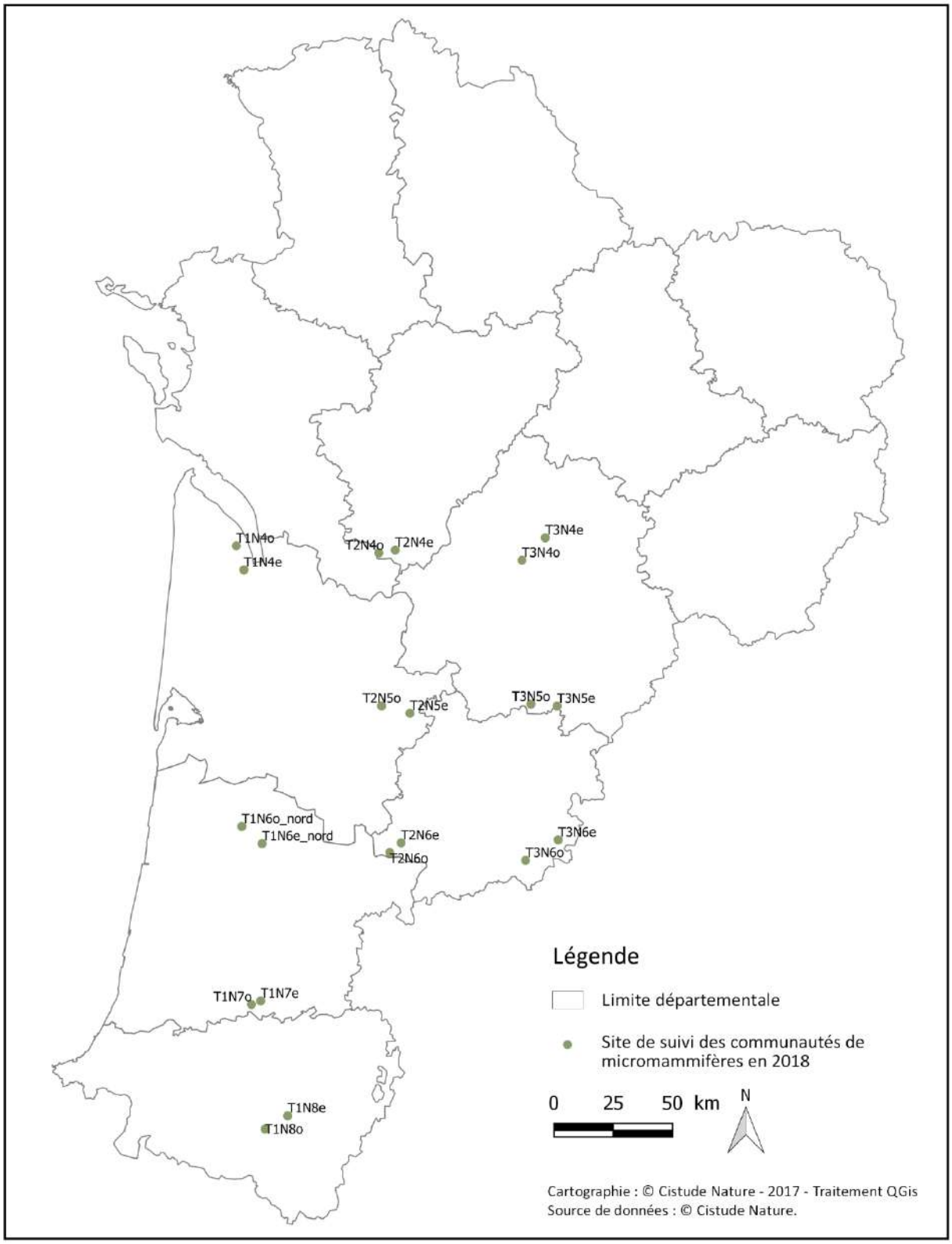
Le protocole de choix des sites est resté inchangé entre 2017 et 2018. La technique consiste à repérer préalablement des sites potentiellement favorables à l'Effraie des clochers sur cartes, à savoir : granges, ruines, églises, bâtiments isolés, etc. Les prospections sur le terrain se poursuivent jusqu'à trouver un site correspondant aux critères d'échantillonnage (50 à 60 pelotes fraiches par maille 10x10 km). Un site positif sera retenu pour être à nouveau prospecté les années suivantes.

Comme pour l'année 2017, seul le secteur géographique correspondant à l'ex-Aquitaine a été prospecté en 2018, soit 22 mailles de 10x10 km. Au total, 20 mailles ont révélé au moins un site de récolte de pelotes de réjection. Sur ces 20 sites, 30 % (N=6) étaient des maisons abandonnées ou des ruines, 30 % (N=6) des granges en pierres ou en bois, 15 % (N=3) d'autres bâtiments agricoles (hangars ou bâtiments de viticulture), 15 % (N=3) des anciens pigeonniers et 5 % (N=1) des bâtiments religieux (Tab. XXXIII).

Les sites utilisés en 2018 pour la récolte de pelotes de rejection sont cartographiés sur la Fig. 170.

Tab. XXXIII. Caractéristiques des sites de suivis des communautés de micromammifères pour l'année 2018.

ID_Trans	ID_maille	X_WGS84	Y_WGS84	Dpt	Commune	Type habitat
T1N4e	E040N646	[redacted]	[redacted]	33	Pauillac	Pigeonnier
T1N4o_Nord	E039N647	[redacted]	[redacted]	33	Saint-Germin-d'Esteuil	Pigeonnier
T1N5e	E040N640	[redacted]	[redacted]	33	Marcheprime	Pas trouvé de site
T1N5o	E039N640	[redacted]	[redacted]	33	Saucats	Pas trouvé de site
T1N6e_Nord	E040N635	[redacted]	[redacted]	40	Trensacq	Maison abandonnée
T1N6o_Nord	E039N635	[redacted]	[redacted]	40	Pissos	Ancienne grange en bois
T1N7e	E040N628	[redacted]	[redacted]	40	Amou	vieille petite grange visible de la route
T1N7o	E039N628	[redacted]	[redacted]	40	Amou	Ancienne grange en pierre
T1N8e	E040N623	[redacted]	[redacted]	64	Précilhon	Petite grange
T1N8o	E039N623	[redacted]	[redacted]	64	Ance	Grande maison abandonnée
T2N4e	E046N646	[redacted]	[redacted]	16	Yviers	Hangar agricole
T2N4o	E045N646	[redacted]	[redacted]	17	Saint-Vallier	Grange
T2N5e	E046N640	[redacted]	[redacted]	33	Saint-Ferme	Bâtiment dans les vignes
T2N5o	E045N640	[redacted]	[redacted]	33	Sauveterre-de-Guyenne	Bâtiment dans les vignes
T2N6e	E046N634	[redacted]	[redacted]	47	Houeilles	Maison abandonnée en bord de chemin
T2N6o	E045N634	[redacted]	[redacted]	47	Allons	Ancienne tour dans maison noble privée
T3N4e_Nord	E052N647	[redacted]	[redacted]	24	Eyvirat	Grange
T3N4o	E051N646	[redacted]	[redacted]	24	La Chapelle-Gonaguet	Prieure de Merlande
T3N5e	E052N640	[redacted]	[redacted]	24	Rampieux	Maison abandonnée en bord de route
T3N5o	E051N640	[redacted]	[redacted]	24	Saint-Leon-d'Issigeac	Ancien pigeonnier
T3N6e	E052N634	[redacted]	[redacted]	47	Tayrac	Ruine près de la route
T3N6o	E051N634	[redacted]	[redacted]	47	Layrac	Grange en pierre



Sites de suivi des communauté de micromammifères :
Situation géographique des sites d'étude en Nouvelle-Aquitaine en 2018

Fig. 170. Situation géographique des sites de suivi micromammifères pour l'année 2018

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Un site correspond à un point d'échantillonnage de récoltes de pelotes de réjection d'Effraie des clochers dans des ruines, églises, bâtiments isolés, etc. L'objectif est donc de récolter les pelotes de réjection toujours sur le même site d'année en année afin de minimiser les biais d'échantillonnage et de maximiser la standardisation du protocole.

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Les pelotes récoltées doivent être les plus fraîches possibles afin d'éviter des mélanges d'âges et ainsi biaiser les résultats en s'appuyant sur des crânes anciens, non représentatifs de l'état actuel des communautés de micromammifères. Une des solutions consiste à balayer les sites après chaque récolte.

Chaque site est géoréférencé et les pelotes récoltées sont placées dans un sac hermétique avec une fiche commémorative (lieu de récolte, coordonnées GPS, date, etc.). Si le total des deux sites/niveau excède 120 pelotes, un sous-échantillonnage est réalisé. Si le total des deux sites/niveau est inférieur à 100 pelotes, un troisième site complémentaire est nécessaire sur le même niveau. Les pelotes sont analysées en laboratoire après 48 h au congélateur.

Les espèces sont déterminées à l'aide d'une clé de détermination (FCPN & GMHL, 2011) et grâce à l'utilisation d'une loupe binoculaire x10 pour valider les détails anatomiques des crânes.

- **Conditions météorologiques requises**

Aucune condition météorologique particulière n'est requise. Les prospections peuvent se faire par tout temps. Il faut toutefois être vigilant afin de minimiser les dérangements des individus sur les sites de récolte de pelotes. Un passage annuel rapide en étant le plus discret possible est à privilégier.

- **Nombre de campagne de relevés**

Dans le meilleur des cas, seul un passage par an est nécessaire par secteur (maille) pour récolter les pelotes (Tab. XXXIV). Parfois, il est nécessaire de parcourir une seconde fois une maille pour l'explorer plus finement en cas d'échec lors du premier passage (pas de site favorable contacté). Au-delà de deux passages sans pelotes, la maille est abandonnée et la recherche se poursuit sur une maille adjacente. Afin de ne pas perturber les éventuels sites de nidification de l'effraie des clochers, les passages sont à effectuer si possible avant la période de reproduction (mars-avril) ou après la saison de reproduction (septembre-octobre). L'horaire de prospection n'a aucune importance pour ce protocole.

Tab. XXXIV. Dates des suivis 2017 et 2018 des communautés de micromammifères.

Nom du site		Passage 1	Passage 2	Passage 3	Observateur(s)
ID_Transect	ID_Maille	Date	Date	Date	
T1N4e	E040N646	01/06/2017			T. Ruys
T1N4e	E040N646	28/03/2018			J. Poujol & P. Legay
T1N4o	E039N646	01/06/2017	04/10/2017		T. Ruys
T1N4o_Nord	E039N647	28/03/2018			J. Poujol & P. Legay
T1N5e	E040N640	05/06/2017	26/06/2017	05/10/2017	T. Ruys
T1N5e	E040N640	26/03/2018	29/03/2018		J. Poujol & P. Legay
T1N5e_Nord	E040N641	26/03/2018	29/03/2018		J. Poujol & P. Legay

Nom du site		Passage 1	Passage 2	Passage 3	Observateur(s)
ID_Transect	ID_Maille	Date	Date	Date	
T1N5e_Sud	E040N639	26/03/2018	29/03/2018		J. Poujol & P. Legay
T1N5o	E039N640	05/06/2017	26/06/2017	05/10/2017	T. Ruys
T1N5o	E039N640	26/03/2018	29/03/2018		J. Poujol & P. Legay
T1N5o_Nord	E039N641	26/03/2018	29/03/2018		J. Poujol & P. Legay
T1N5o_Sud	E039N639	26/03/2018	29/03/2018		J. Poujol & P. Legay
T1N6e	E040N634	05/10/2017			T. Ruys
T1N6e_Nord	E040N635	27/03/2018			J. Poujol & P. Legay
T1N6o	E039N634	08/08/2017			T. Ruys
T1N6o_Nord	E039N635	27/03/2018			J. Poujol & P. Legay
T1N7e	E040N628	04/08/2017			T. Ruys
T1N7e	E040N628	26/04/2018			P. Legay
T1N7o	E039N628	04/08/2017			T. Ruys
T1N7o	E039N628	26/04/2018			P. Legay
T1N8e	E040N623	21/03/2018			J. Poujol & P. Legay
T1N8o	E039N623	21/03/2018			J. Poujol & P. Legay
T2N4e	E046N646	27/06/2017			T. Ruys
T2N4e	E046N646	10/04/2018			J. Poujol & P. Legay
T2N4o	E045N646	27/06/2017			T. Ruys
T2N4o	E045N646	10/04/2018			J. Poujol & P. Legay
T2N5e	E046N640	08/06/2017			T. Ruys
T2N5e	E046N640	03/05/2018			J. Poujol
T2N5o	E045N640	08/06/2017			T. Ruys
T2N5o	E045N640	03/05/2018			J. Poujol
T2N6e	E046N634	23/08/2017			T. Ruys
T2N6e	E046N634	17/05/2018			P. Legay
T2N6o	E045N634	23/08/2017			T. Ruys
T2N6o	E045N634	22/05/2018			P. Legay
T3N4e	E052N646	01/08/2017			T. Ruys
T3N4e_Nord	E052N647	11/04/2018			J. Poujol & P. Legay
T3N4o	E051N646	10/10/2017			T. Ruys
T3N4o	E051N646	10/04/2018			J. Poujol & P. Legay
T3N5e	E052N640	16/08/2017			T. Ruys
T3N5e	E052N640	11/04/2018			J. Poujol & P. Legay
T3N5o	E051N640	16/08/2017			T. Ruys
T3N5o	E051N640	11/04/2018			J. Poujol & P. Legay
T3N6e	E052N634	19/07/2017			T. Ruys
T3N6e	E052N634	18/04/2018			J. Poujol
T3N6o	E051N634	19/07/2017			T. Ruys
T3N6o	E051N634	18/04/2018			J. Poujol

Les prospections 2018 ont été réalisées entre le 21 mars et le 22 mai 2018, 12 jours de prospections ont été nécessaires pour collecter le matériel nécessaire à cette étude. Au préalable, environ une semaine de préparation cartographique a été nécessaire pour effectuer le terrain dans de bonnes conditions. Rappelons que la collecte des pelotes en 2017 avait été réalisée entre le mois de juin et d'octobre. L'analyse des pelotes de rejection qui a suivi la campagne de terrain, s'est échelonnée entre le 24 avril et le 08 août 2018 sur 20 jours au total.

- Fiche de relevés

Chaque site possède une fiche descriptive rappelant diverses informations de localisation (commune, lieu-dit, coordonnées géographiques, etc.), des informations sur la récolte de pelotes (nombre de pelotes, type d'habitat, remarques, etc.), ainsi qu'une carte et une photographie du lieu de récolte. Une fiche de renseignements est aussi complétée lors de l'analyse des pelotes de réjection (MALLARD, 2017b).

- Analyses

Dans la partie « résultats », une analyse cartographique est proposée afin de mieux comprendre le déroulement de la campagne de prospection de 2018 par rapport à celle de 2017. Le logiciel de cartographie QGIS a été utilisé pour répondre à cette partie.

Les résultats généraux concernant les abondances de pelotes et de proies des deux années de suivi seront également exposés dans la partie résultats grâce à un traitement par logiciel Excel.

5.3.2 Résultats exploratoires

- Prospection des mailles

Au total 20 mailles sur 22 prospectées ont permis la récolte de pelotes de réjection, 20 sites ont donc pu être identifiés avec présence d'Effraie des clochers. Deux mailles n'ont pas permis la récolte de pelote malgré des prospections approfondies et des recherches sur les mailles adjacentes (Fig. 171). Il s'agit de deux mailles en Gironde : T1N5o (E039N640) et T1N5e (E040N640).

La récolte de pelotes de rejection n'a également pas abouti sur 4 autres mailles initialement sélectionnées. En élargissant les recherches sur des mailles adjacentes, il a finalement été possible de trouver des sites correspondant aux critères d'échantillonnage (50 à 60 pelotes par maille 10x10 km) comme le montre la Fig. 171.

- Sites d'échantillonnages

Comme mentionné précédemment, 20 sites ont été retenus pour le suivi des communautés de micromammifères en 2018. Sur ces 20 sites, 8 restent inchangés par rapport au suivi de 2017 (Fig. 171), 10 correspondent à de nouveaux sites (trop peu voire absence de pelotes sur les sites utilisés en 2017) et 2 correspondent aux nouvelles mailles misent en place dans les Pyrénées-Atlantiques (T1N8e et T1N8o).

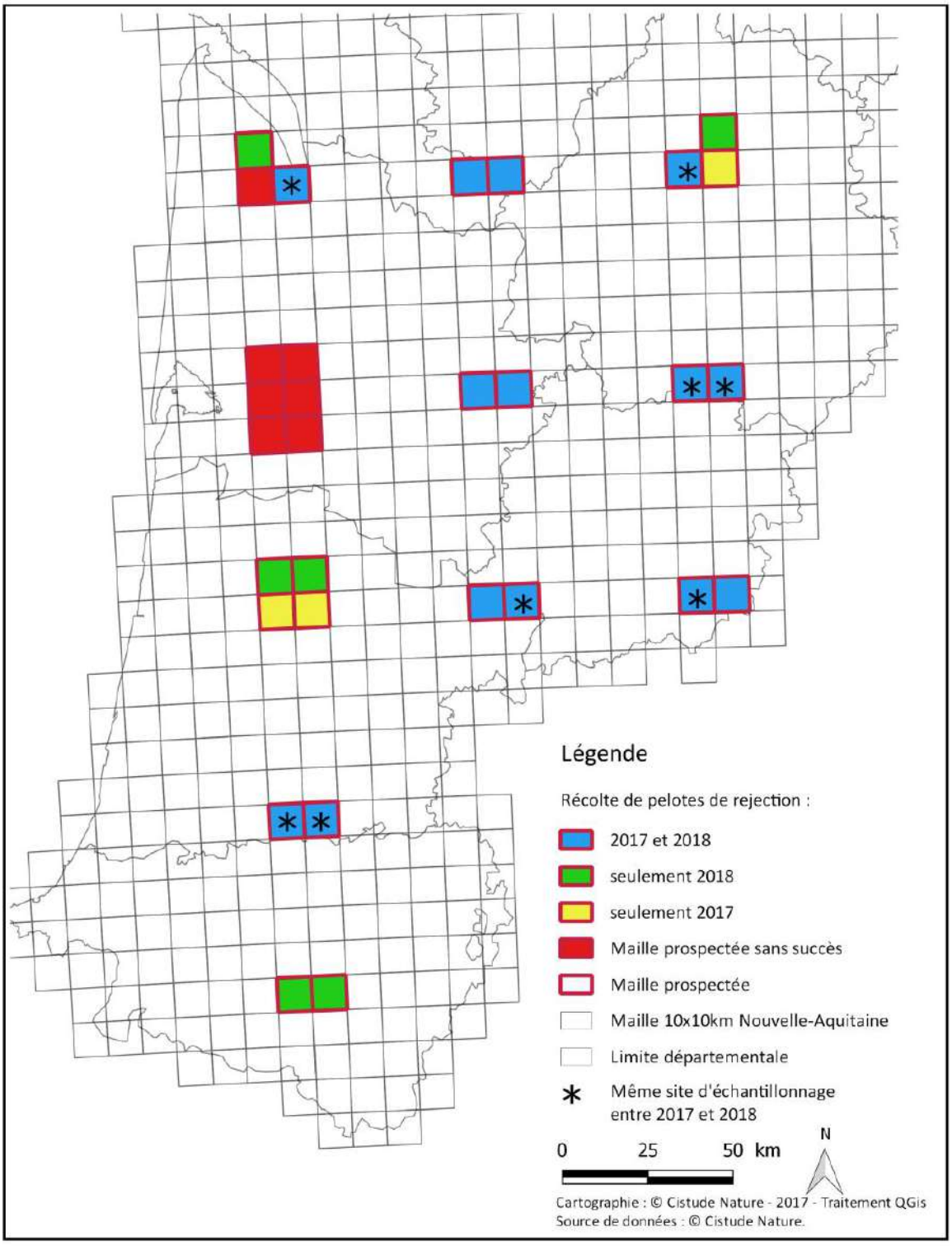


Fig. 171. Résultats des récoltes de pelotes de rejection en 2017 et 2018

- Indice d'abondance

En 2018, le nombre de pelotes analysées s'élève à 1203 pour 3186 proies identifiées soit environ 2 fois plus qu'en 2017 (Tab. XXXV).

Tab. XXXV. Comparaison des abondances de pelotes et de proies entre 2017 et 2018.

	2017	2018
Nombre de pelotes	793	1203
Nombre de proies	1669	3186
Moyenne proie/pelote	2,1	2,6

- Indice de richesse spécifique

Le suivi 2018 a mis en évidence la présence de 18 espèces de micromammifères sur l'ensemble des sites de suivi. Quatre espèces supplémentaires ont été identifiées par rapport au suivi 2017 (MALLARD, 2017b), à savoir : *Arvicola sapidus, Micromys minutus, Microtus lusitanicus et Talpa europaea.* Mis à part ces 4 nouvelles espèces, les résultats des deux années de suivi montrent des résultats relativement similaires en termes de pourcentages (Tab. XXXVI).

Six espèces représentent la quasi-totalité des résultats pour les deux années d'étude : 97% en 2017 et 96% en 2018 (Tab. XXXVI et Fig. 172). Parmi ces six espèces, trois (Mulot sylvestre, Campagnol des champs et Crocidure musette) représentent à elles seules environ 70% des résultats en 2017 (MALLARD, 2017b) comme en 2018.

Tab. XXXVI. Résultats de l'analyse des pelotes de rejection par année.

	Nombre d'individus		Pourcentage	
Espèce	2017	2018	2017	2018
Apodemus sylvaticus	476	894	28,4	28,6
Microtus arvalis	384	632	22,9	19,8
Crocidura russula	310	763	18,5	24,0
Microtus agrestis	208	345	12,4	10,8
Clethrionomys glareolus	137	128	8,2	4,0
Sorex coronatus	112	269	6,7	8,4
Microtus gerbei	16	37	1	1,2
Mus musculus	9	39	0,5	1,2
Crocidura suaveolens	4	4	0,2	0,1
Arvicola scherman	3	18	0,2	0,6
Rattus rattus	3	3	0,2	0,1
Suncus estruscus	3	4	0,2	0,1
Neomys fodiens	2	14	0,1	0,4
Sorex minutus	2	21	0,1	0,7
Arvicola sapidus	-	3	-	0,1
Micromys minutus	-	6	-	0,2
Microtus lusitanicus	-	5	-	0,2
Talpa europaea	-	1	-	0,0
Total	1669	3186		

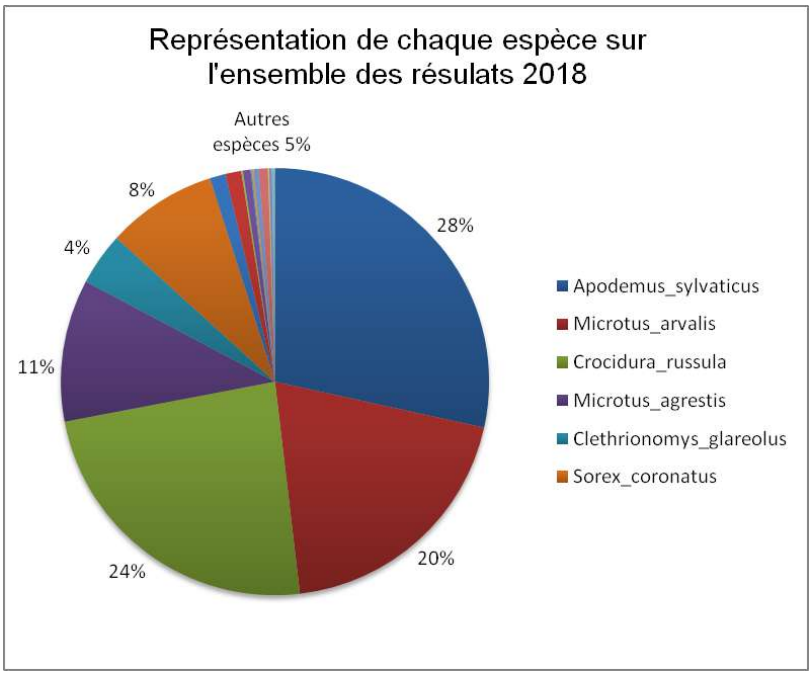


Fig. 172. Résultats de l'analyse des pelotes de rejection en 2018.

- **Analyse générale selon le gradient latitudinal**

En fonction des mailles doubles (20x10 km), le nombre de pelotes récoltées oscille entre 101 (en excluant la double maille négative T1N5) et 146, pour un nombre de proies compris entre 223 et 368 pour le suivi 2018. De ce fait, les exigences du protocole ont été respectées cette année sur l'ensemble des mailles 20x10 km puisqu'au moins 100 pelotes ont été récoltées sur chacune d'elles. Ceci n'était pas le cas en 2017 avec seulement 4 mailles doubles sur les 9 suivies (en excluant toujours T1N5) avec plus de 100 pelotes (Tab. XXXVII).

Aucune tendance ne semble s'afficher quant à la répartition du nombre de pelotes ou du nombre de proies selon le niveau étudié (Tab. XXXVII).

Tab. XXXVII. Analyse du nombre de pelotes et de proies par niveau et par année.

			Nb de pelotes				Nb de proies			
Niveau	ID maille	Dpt	2017		2018		2017		2018	
4	T1N4	33	60	262	141	377	132	644	358	1029
	T2N4	16/17	76		113		197		303	
	T3N4	24	126		123		315		368	
5	T1N5	33	0	192	0	222	0	378	0	579
	T2N5	33	79		103		119		265	
	T3N5	24	113		119		259		314	
6	T1N6	40	56	236	146	359	82	466	285	920
	T2N6	47	70		111		181		339	
	T3N6	47	110		102		203		296	
7	T1N7	40	103	103	101	101	191	191	223	223
8	T1N8	64	-	-	138	138	-	-	335	335

- **Analyse des indicateurs Crocidura russula et Sorex coronatus**

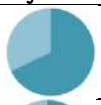
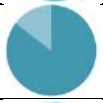
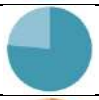
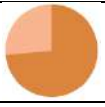
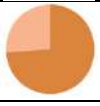
En 2017, il a été proposé dans le Tome IV du programme « le sentinelles du climat » (MALLARD, 2017b) d'utiliser la Crocidure musette (*Crocidura russula*) et la Musaraigne couronnée (*Sorex coronatus*) comme indicateurs des variations climatiques. En effet, ces deux espèces sont plus sensibles à leur environnement que des rongeurs par exemple (RUYS & COUZI, 2015). La Musaraigne couronnée, comme tous les *Sorex*, ne semble pas supporter de longues expositions à des températures trop chaudes tandis que la Crocidure musette est une espèce nettement plus ubiquiste et semble apprécier les sols calcaires et secs sur les premières dizaines de centimètres (RUYS & COUZI, 2015). De plus, ces deux espèces sont présentent en grand nombre dans les pelotes de rejection de l'Effraie des clochers permettant ainsi des analyses plus robustes.

Les résultats de la comparaison entre les pourcentages des deux espèces tous niveaux confondus montrent une similarité quasiment parfaite avec : pour *Crocidura russula* 73% en 2017 et 74% en 2018 et pour *Sorex coronatus* 27% en 2017 et 26% en 2018 (Tab. XXXVIII).

En ce qui concerne l'analyse par niveau, N4, N5 et N6 montrent des faciès relativement similaires vis-à-vis des proportions des deux espèces étudiées entre 2017 et 2018. Inversement, le niveau 7 diffère entre les deux années de suivi avec un pourcentage de *S. coronatus* plus élevé en 2018 (13% en 2017 pour 38% en 2018) (Tab. XXXVIII).

Aucune tendance ne semble s'afficher quant à la répartition de ces deux espèces selon le gradient latitudinal.

Tab. XXXVIII. Analyse des abondances de C. russula et S. coronatus par niveau et par année (dans les diagrammes, C. russula est représentée en foncé et S. coronatus en clair).

Année	2017					2018				
Espèce	C. russula		S. coronatus		Comparaison	C. russula		S. coronatus		Comparaison
Niveau	Nb	%	Nb	%	Diagramme	Nb	%	Nb	%	Diagramme
4	125	68	59	32		282	79	73	21	
5	76	85	13	15		144	86	24	14	
6	76	68	35	32		231	64	130	36	
7	33	86	5	13		31	62	19	38	
8	-	-	-	-	-	75	77	23	23	
Total	**310**	**73**	**112**	**27**		**763**	**74**	**269**	**26**	

5.3.3 Discussion

L'objectif de 2018 était d'amener une continuité au suivi réalisé en 2017, à savoir, récolter un minimum de 100 pelotes sur deux mailles juxtaposées et ce, sur l'ensemble des 20 mailles définies en 2017 en y ajoutant les deux situées dans les Pyrénées-Atlantiques définies en 2018.

Cet objectif a été atteint cette année puisqu'aucune maille double ne présente moins de 100 pelotes de rejection (mis à part la maille double T1N5 sur laquelle aucune pelote n'a été trouvée). L'effort d'échantillonnage a été plus important cette année par rapport à l'année 2017 pour laquelle cet objectif avait été atteint pour seulement 4 mailles doubles sur les 9 suivies. Ceci peut expliquer l'augmentation du nombre de proies analysées ainsi que le nombre d'espèces trouvées cette année. Le rapport du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2017b) mentionnait trois espèces pouvant potentiellement être utilisées comme indicateurs biologiques des changements climatiques : le Pachyure étrusque (milieux chauds et secs), le Crossope aquatique *Neomys fodiens* (milieux humides) et la Musaraigne pygmée *Sorex minutus* (milieux frais et humides). Cependant, comme pour le suivi 2017, leur faible représentativité dans les pelotes trouvées en 2018 limite encore toute analyse. Il a donc été choisi de prendre la Musaraigne couronnée (*Sorex coronatus*) (milieux frais et humides) et la Crocidure musette (*Crocidura russula*) (espèces plus ubiquiste supportant d'avantage les milieux secs). En effet, La Crocidure musette semble prendre peu à peu le territoire de la Musaraigne pygmée et son expansion, constatée en Europe, pourrait être expliquée par le réchauffement climatique (RUYS & COUZI, 2015). Cependant, comme en 2017, les résultats de 2018 n'indiquent aucune tendance sur un gradient nord-sud qui pourrait par exemple être liée aux paramètres environnementaux. Un recul de seulement deux années reste encore insuffisant pour tirer des conclusions à l'échelle des changements climatiques.

- Réflexion sur le protocole

Sur l'ensemble des mailles suivies, seulement 8 ont gardé le même site d'échantillonnage de pelotes entre 2017 et 2018 sur les 17 utilisés en 2017. De ce fait, 10 sites sont nouveaux en 2018 par rapport à l'année précédente (sans compter les sites T1N8e et T1N8o qui sont sur de nouvelles mailles). Plus important encore que le changement de site, 4 mailles ont dû être déplacées afin de récolter suffisamment de pelotes. Enfin, 2 mailles (T1N5e et T1N5o) restent sans succès puisqu'aucune pelote n'a été trouvée en 2017 comme en 2018. Les prospections ont été décalées sur 4 mailles adjacentes avec le même résultat. Ce constat met clairement en évidence des problèmes vis-à-vis de la récolte de pelotes.

Comme mentionné dans le Tome IV du rapport « les sentinelles du climat » (MALLARD, 2017b), le protocole de suivi des communautés de micromammifères est totalement dépendant de l'Effraie des clochers. Les constats réalisés sur le terrain sont unanimes : cette espèce a du mal à trouver sa place dans un contexte de pression anthropique de plus en plus fort. En 2018, au moins 100 pelotes ont été récoltées sur chacune des doubles mailles échantillonnées mais non sans mal. En effet, les prospections ont été confrontées à des bâtiments sur lesquels avaient été posés des grillages anti-pigeon – bloquant ainsi l'accès à la chouette – ou des bâtiments rénovés dans lesquels l'Effraie ne retrouve plus des conditions de vie favorables ou encore des bâtiments en destruction. Concernant les mailles sur lesquelles aucune pelote n'a été trouvée, aucun bâtiment n'était favorable à l'Effraie des clochers. En effet, ces mailles se situent entre la métropole bordelaise et le bassin d'Arcachon, zone trop anthropisée pour accueillir cet auxiliaire de suivi. En plus de la raréfaction de l'Effraie des clochers sur les sites de suivi, d'autres problèmes sont apparus, notamment la difficulté d'accès à certains sites,

soit par refus du propriétaire du bâtiment, soit par fragilité du bâtiment lui-même, en effet, la plupart sont en ruine et la pénétration y est souvent dangereuse.

Toutes ces raisons entrainent une forte incertitude quant à la pérennité des sites de suivi. Il a par exemple été difficile de garder les mêmes sites de suivi entre 2017 et 2018 (8 sur 17). Or le fait de garder les mêmes sites d'échantillonnage d'une année sur l'autre est essentiel pour une étude qui traite du changement climatique. En effet, un changement de site entraine un changement des milieux alentours (cultures, prairies, boisements, cours d'eau, etc.) et donc un éventuel changement de communautés de micromammifères. De ce fait, il sera très difficile voire impossible d'isoler la part du changement climatique dans les variations constatées de communautés de micromammifères.

Les éléments mentionnés précédemment remettent en question plusieurs paramètres du protocole utilisé actuellement pour le suivi des communautés de micromammifères. Cependant, afin de réaliser une étude globale sur les communautés de micromammifères sur un territoire aussi vaste que la Nouvelle-Aquitaine, la seule méthode d'échantillonnage adéquat reste l'analyse de pelotes de réjection d'Effraie des clochers, prédateur opportuniste et généraliste de micromammifères (MALLARD, 2017b). Afin de pallier les problèmes d'accès aux pelotes de réjection, le conseil scientifique propose de réduire le nombre de mailles couvertes et de proposer éventuellement des sites de substitution pour l'effraie tels que des nichoirs qui auront pour effet de fidéliser les adultes. La question de la pertinence d'un tel programme est légitime après deux années de suivi au regard des difficultés rencontrées sur le terrain. Néanmoins, la réponse des communautés de micromammifères sera visible à moyen et à court terme. L'intérêt de ce suivi n'a pas été remis en question par le conseil scientifique qui préconise de poursuivre les efforts et de maintenir ce suivi non pas dans le cadre du programme les sentinelles du climat mais sous une forme de développement de la connaissance naturaliste sur les communautés de micromammifères.

6. Suivis des indicateurs biologiques des écosystèmes humides

6.1 Communautés végétales des tourbières et bas-marais acidiphiles

Auteurs : Mickaël Mady, Olivier Nawrot, Ludovic Olicard, Marta Infante Sanchez
Contributeur : Kévin Romeyer

Les écosystèmes de tourbières forment des reliques glaciaires par excellence car développés sous des climats froids et humides empêchant la dégradation de matière organique et donc très pauvres en nutriments (MANNEVILLE *et al.*, 2006). Ainsi, les végétations et espèces qui y sont recensées sont hautement spécialisées à ces contraintes et présentent une affinité boréo-montagnarde plus ou moins marquée. En Nouvelle-Aquitaine, les systèmes tourbeux se maintiennent à la faveur des taux de précipitations importants et/ou de conditions microclimatiques fraîches. Le climat régional évoluant notamment vers des étés plus chauds, plus longs et plus secs, associés à une saisonnalité plus marquée des précipitations (LE TREUT, 2018), impactera donc directement ces milieux déjà relictuels.

En effet, une hausse des températures engendrerait une meilleure décomposition de matière organique et une augmentation du niveau trophique des eaux (BARBER *et al.*, 1994). Ainsi, la capacité de rétention en eau du système se verrait diminuer provoquant alors un abaissement des nappes (ISE *et al.*, 2008) et un assèchement. En termes d'impacts sur les communautés végétales, cela pourrait se traduire par des remplacements de cortèges au profit de végétations de landes et fourrés et/ou de communautés moins oligotrophiles (MALLARD, 2017b).

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de tourbières et bas-marais acidiphiles, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

Suite au développement du réseau de suivis essentiellement en plaine en 2017, l'année 2018 était dédiée à la mise en place des dispositifs complémentaires dans les secteurs sous influence montagnarde plus marquée : en Limousin et dans la montagne pyrénéenne. Le travail mené permet de définir un état de référence sur ces sites.

6.1.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

La sélection des sites s'est d'abord basée sur la présence d'un indicateur de suivi privilégié : les communautés végétales de haut et bas-marais acidiphiles à acidiclines relevant des *Erico tetralicis – Sphagnetalia papillosi* Schwick. 1940, du *Rhynchosporion albae* W. Koch 1926, du *Caricion fuscae* W. Koch 1926 ou des *Caricetalia davallianae* Braun-Blanq. 1949 ; la présence d'un cortège bien exprimé d'une ou plusieurs de ces végétations au sein des systèmes à suivre est donc indispensable.

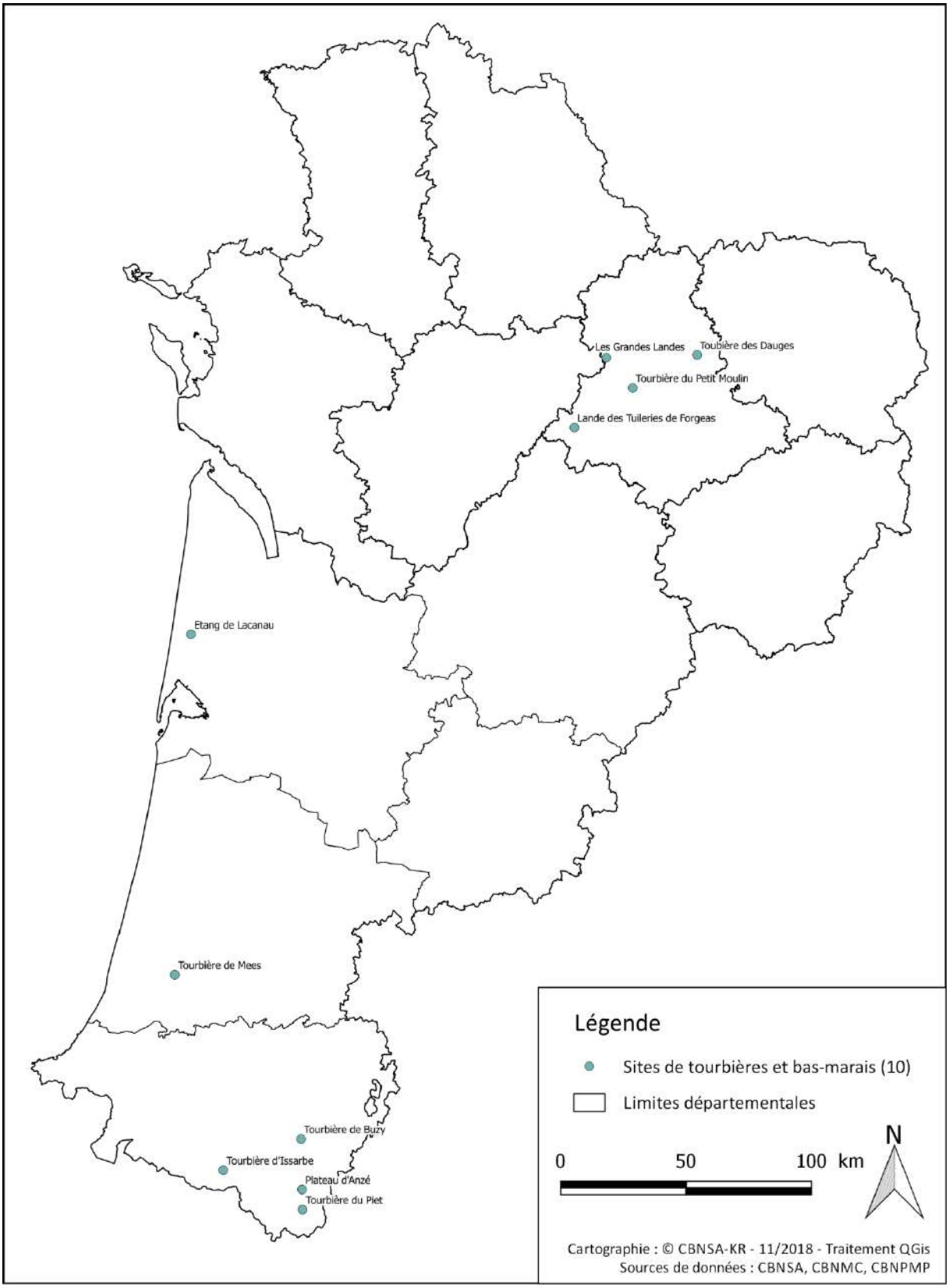
Ensuite, l'utilisation d'indices d'état (recouvrement des sphaignes, fermeture par les ligneux, diversité spécifique, perturbations hydrauliques) a permis de garder les tourbières dont le facteur climatique semblait prépondérant par rapport à l'évolution des végétations (MALLARD, 2017b).

Enfin, l'échantillonnage a tenté de représenter le gradient altitudinal. Cela permettant de suivre différentes végétations de climat atlantique, avec des influences montagnardes plus ou moins fortes traduites par l'expression de taxons psychrophiles, et donc d'évaluer leur résilience respective aux phénomènes climatiques.

Ainsi, 5 systèmes de tourbières ont fait l'objet d'une mise en place de dispositifs de suivi de végétations et d'une lecture en 2018 ; complétant le réseau de 5 sites préexistants.

- **Description des sites choisis**

Le réseau est donc actuellement constitué de 10 sites validés. Parmi eux, 4 se trouvent en Limousin dans la Haute-Vienne, soit des secteurs de relativement basse altitude (290 à 550m). 2 sites se situent en plaine au sein du plateau landais en Gironde et dans les Landes ; et un autre est localisé dans le piémont pyrénéen. Enfin, 3 se retrouvent à plus haute altitude (850 à 1450m) dans les Pyrénées-Atlantiques (Fig. 173).



Sites de suivi des communautés végétales de tourbières et bas-marais acidiphiles en 2018

Fig. 173. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi des communautés végétales de tourbières et bas-marais.

Les caractéristiques de chaque site de tourbières et bas-marais suivis en 2018 (commune, superficie, statut, propriétaire, structures de suivi…) sont détaillées dans le tableau ci-dessous (Tab. XXXIX).

Tab. XXXIX. Caractéristiques des sites de suivis mis en place en 2018.

Dép.	Commune	Nom du site	Superficie (m2)	Statut	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
64	Laruns	Plateau d'Anzé	1 ha	/	Commune de Laruns	oui	CBNPMP	Olicard L. et Infante Sanchez M.	[redacted]	[redacted]
64	Laruns	Tourbière du Piet	341 ha	?	?	?	CBNPMP	Olicard L. et Infante Sanchez M.	[redacted]	[redacted]
87	Veyrac	Tourbière du Petit Moulin	6 ha	Propriété CEN Limousin	CEN Limousin	oui	CbnMc	Mady M. et Nawrot O.	[redacted]	[redacted]
87	St-Bazile	Landes des Tuileries de Forgeas	2 ha	Propriété + convention CEN Limousin	CEN Limousin	oui	CbnMc	Mady M. et Nawrot O.	[redacted]	[redacted]
87	Montrol-Sénard	Les Grandes Landes	13 ha	Propriété + convention CEN Limousin	CEN Limousin	oui	CbnMc	Mady M. et Nawrot O.	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le suivi des végétations de tourbières s'effectue à travers un transect suivant le gradient hydrique ou d'engorgement, le long duquel sont disposés des quadrats de fréquence de 1 mètre de côté, si possible à intervalles réguliers, dont le nombre dépend de la taille du système. Les détails de positionnement sont explicités dans le Tome IV (MALLARD, 2017b).

Ce transect est délimité par des repères fixes mis en place ou situés dans le paysage (ex : piquets en bois imputrescible, arbre en bordure de lagune). Le géoréférencement du transect est déterminé sur le terrain par les coordonnées GPS de ses repères fixes. Dans le cas où le transect s'avère plus long que la distance entre ces derniers, celui-ci est prolongé au moyen de repères temporaires (piquets en bois), également géoréférencés. Le temps de la lecture, le transect est matérialisé par un décamètre tendu entre les repères, au ras du sol.

Les caractéristiques de chaque transect mis en place en 2018 sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tab. XL). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, le type de dispositifs, leur longueur respective avec le nombre de quadrats de fréquence utilisés et les coordonnées GPS au format WGS 84. Les cartes de localisation se trouvent en annexes (Annexe 7).

Tab. XL. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis mis en place en 2018.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Nb quadrats	Longueur (en m)	Latitude	Longitude
64	Plateau d'Anzé	20180808-MISOL01T	Transect (départ)	9	121	[redacted]	[redacted]
64	Plateau d'Anzé	20180808-MISOL01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
64	Tourbière du Piet	20180807-MISOL01T	Transect (départ)	9	48	[redacted]	[redacted]
64	Tourbière du Piet	20180807-MISOL01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
64	Tourbière du Piet	20180807-MISOL02T	Transect (départ)	5	57	[redacted]	[redacted]
64	Tourbière du Piet	20180807-MISOL02T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
87	Tourbière du Petit Moulin	20181021-MMON_01T	Transect (départ)	7	35	[redacted]	[redacted]
87	Tourbière du Petit Moulin	20181021-MMON_01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
87	Landes des Tuileries de Forgeas	20181002-MMON_01T	Transect (départ)	4	14	[redacted]	[redacted]
87	Landes des Tuileries de Forgeas	20181002-MMON_01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
87	Les Grandes Landes	20181001-MMON_01T	Transect (départ)	6	24	[redacted]	[redacted]
87	Les Grandes Landes	20181001-MMON_01T	Transect (arrivée)	6	24	[redacted]	[redacted]

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Le champ taxonomique dans ce cas concerne les spermatophytes, ptéridophytes et les bryophytes sont abordés au niveau des sphaignes prioritairement ; le référentiel suivi est la version la plus récente de TaxRef (GARGOMINY *et al.*, 2018). Concernant les végétations, leur détermination se base sur le référentiel syntaxonomique du CBNSA (LAFON *et al.*, 2018).

Le long du transect, le suivi s'effectue au moyen de quadrats de fréquence de 1 mètre de côté au sein desquels les espèces sont notées en présence/absence au sein de 8 quadrats élémentaires de 25 centimètres de côté. Cette méthode sert à obtenir une fréquence d'espèces par quadrat. Un inventaire complémentaire est réalisé à l'échelle du quadrat de fréquence pour recenser les taxons rares (non détectés dans les quadrats élémentaires). Le protocole complet ainsi que le matériel nécessaire sont présentés dans le Tome IV (MALLARD, 2017b).

- **Nombre et délai entre campagnes de relevés**

Entre 2017 et 2018, une seule campagne de relevés a été effectuée pour chaque site afin d'établir un état de référence sur la flore et les végétations (Tab. XLI).

Une seconde campagne sera réalisée en 2020 sur l'ensemble des sites, soit un délai de 2 à 3 ans, pour évaluer les variations de cortèges et/ou de recouvrement.

Tab. XLI. Dates des suivis 2017 et 2018 de communautés végétales de tourbières.

Nom du site	Date passage 1	Date passage 2	Observateur(s)
Bas-marais de Lacanau	19/07/2017	2020	Kévin Romeyer et Pierre Lafon (CBNSA)
Les Grandes Landes	01/10/2018	2020	Mickaël Mady et Olivier Nawrot (CbnMc)
Landes des Tuileries de Forgeas	02/10/2018	2020	Mickaël Mady et Olivier Nawrot (CbnMc)
Plateau d'Anzé	08/08/2018	2020	Ludovic Olicard et Marta Infante Sanchez (CBNPMP)
Tourbière de Buzy	09/08/2017	2020	Kévin Romeyer (CBNSA)
Tourbière de Mées	22/08/2017	2020	Kévin Romeyer (CBNSA) et Florent Beck (CEN Aquitaine)
Tourbière des Dauges	5/10/2017	2020	Mickaël Mady (CbnMc) et Kévin Romeyer (CbnSA)
Tourbière du Piet	07/08/2018	2020	Ludovic Olicard et Marta Infante Sanchez (CBNPMP)
Tourbière du Petit Moulin	21/10/2018	2020	Mickaël Mady et Olivier Nawrot (CbnMc)
Tourbière d'Issarbe	08/08/2017	2020	Ludovic Olicard, Marta Infante Sanchez (CBNPMP) et Kévin Romeyer (CBNSA)

- **Fiche de relevés**

La fiche de relevés utilisée est exposée en annexe du Tome IV (MALLARD, 2017b).

6.1.2 Résultats exploratoires

- **Etat de référence des sites limousins**

Le positionnement des transects a été choisi de façon à contacter un certain nombre d'espèces prédéfinies appartenant à deux ensembles biogéographiques distincts :

- L'élément atlantique, *sensu lato* ;
- L'élément septentrional, *sensu lato*.

En l'absence d'espèces eu-atlantiques, notre choix s'est restreint aux espèces subatlantiques telles que *Hypericum elodes*, *Cirsium dissectum*, *Eleocharis multicaulis*, *Erica tetralix* et *Ulex minor*. Elles sont qualifiées de subatlantiques car si leur aire est centrée sur la façade atlantique, elles ont la capacité de pénétrer plus largement à l'intérieur du continent que les espèces atlantiques strictes. Ces espèces trouvent leur optimum en climat océanique. Celui-ci se caractérise par des hivers doux et humides (avec quasi absence de gelées sévères) et des étés doux à frais (sans période de canicule) ; les précipitations sont assez régulières, tout au long de l'année avec un pic durant la saison froide. De franc sur la façade atlantique, il se continentalise légèrement à l'intérieur des terres, on parle alors de climat océanique dégradé (JOLY *et al.*, 2010). Nous pouvons émettre l'hypothèse que le réchauffement climatique va altérer ce climat (encore plus à l'intérieur des terres) en provoquant des étés plus chauds avec des épisodes de canicules ainsi que des précipitations, peut-être, moins régulières, avec des périodes de sécheresse (LE TREUT, 2018). L'élément floristique atlantique risque donc d'être directement impacté.

L'élément septentrional est quant à lui représenté par un cortège d'espèces circumboréales, c'est-à-dire dont la distribution s'inscrit dans les zones froides ou tempérées-froides de l'hémisphère Nord. Nous pouvons citer notamment *Drosera rotundifolia, Eriophorum angustifolium et Rhynchospora alba.* Ces espèces trouvent leur optimum en climat froid. Elles ne se rattachent pas à un climat précis ; nous

pouvons les observer en climat boréo-atlantique, continental ou montagnard. Leur seule exigence étant des hivers froids et des étés frais. A basse altitude, ces espèces trouvent refuge en méso-climat froid, typiquement dans les tourbières.

Là encore, le réchauffement global risque de perturber leur alimentation en eau, qu'elle soit ombrogène ou soligène. Cet assèchement, même temporaire, ne peut qu'altérer la structure de la tourbe et modifier la composition floristique de la tourbière (BARBER *et al.*, 1994).

Les Grandes Landes (Montrol-Sénard, 87)

Le site se trouve dans les Monts de Blond, derniers contreforts occidentaux du Massif central, à l'ouest de la Haute-Vienne. Il est enclavé dans des plantations de résineux où subsistent encore quelques bosquets de feuillus indigènes (*Quercus robur, Fagus sylvatica, Betula pendula*...) et repose sur une matrice granitique (granites à grain moyen à deux micas et granite porphyroïde à biotite) séparée par un filon de quartz orienté nord-ouest/sud-est. Dans les secteurs à forte contrainte édaphique où les plantations de résineux n'ont pas été possibles, se maintiennent des systèmes de manteaux arbustifs à *Erica scoparia* et *Frangula alnus*, de landes et tourbières acides. C'est ce dernier compartiment écologique qui a fait l'objet de notre suivi. Le système tourbeux se positionne sur une pente régulière, il est très probablement alimenté par une source permanente ; ce processus d'alimentation en eau latéral le long de la pente est qualifié de soligène (MANNEVILLE *et al.*, 2006). Les précipitations météoriques contribuent également à ce processus mais de façon secondaire.

Les taxons observés au long du transect et relevés au sein des quadrats de fréquence (Tab. XLII) appartiennent majoritairement à 3 groupes phyto-écologiques différents liés à la microtopographie et donc au niveau d'engorgement. Les représentants des prairies hygrophiles acidiphiles oligotrophiles (37 % de fréquence relative), représentants des bas-marais acidiphiles oligotrophiles (36 % de fréquence relative) et représentants des landes humides (27 % de fréquence relative). Ces fréquences relatives ne sont qu'indicatives puisqu'en réalité certaines espèces transgressent dans plusieurs végétations (ex. cas de *Molinia caerulea*). Notre transect montre un gradient d'engorgement évident depuis la gouille de cicatrisation tourbeuse (*Rhynchosporion albae*), riche en sphaignes hydrophiles à hygrophiles, vers la lande humide (*Ulici minoris – Ericetum tetralicis* (P. Allorge 1922) Lemée 1937 *em*. Géhu 1975) en passant par la lande tourbeuse (*Erico tetralicis – Sphagnetalia papillosi* Schwick. 1940).

Tab. XLII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect des « Grandes Landes ».

SUIVI TOURBIERE DES GRANDES LANDES							
Observateurs	Mickael MADY & Olivier NAWROT (CbnMc)						
Date	01 octobre 2018						
Commune	Montrol-Sénard (87)						
Description	Gouille de cicatrisation tourbeuse et lande tourbeuse						
Dispositif de suivi	Transect de 24 m - 6 quadrats de 1 m²						
Code suivi	20181001-MMON_01T						
Coordonnées GPS	Début : N45.99288 ; E0.95180 (+/- 2 m)						
	Fin : N45.99308 ; E0.95205 (+/- 2 m)						
Numéro du quadrat	**Q1**	**Q2**	**Q3**	**Q4**	**Q5**	**Q6**	
Distance au point zéro (repère ouest)	2 - 3 m	6 - 7 m (Bauge sangliers !)	9 - 10 m (fin exclos contre piquet 3)	14 - 15 m	18 - 19 m	23 - 24 m	
Hauteur (cm)	23	18	25	45	23	41	
Strate chaméphytique %	11	8	1	54	59	21	
Strate herbacée %	40	36	71	34	16	70	
Strate bryophytique %	68	39	16	16	100	16	
Sol nu (%)	8	44	20	0	0	0	
Litière (%)	0	0	0	89	0	84	
Taxons	Fréquence / quadrat						**FQ / transect**
Taxons herbacés							
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	0,75	1,00	0,63	1,00	0,25	1,00	0,77
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	1,00	1,00	0,88	0,00	0,00	0,00	0,48
Eriophorum angustifolium Honck., 1782	0,00	0,13	0,88	0,38	1,00	0,00	0,41
Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805	0,63	0,38	1,00	0,00	0,00	0,00	0,33
Lysimachia tenella L., 1753	0,50	0,38	0,88	0,00	0,00	0,00	0,29
Carex panicea L., 1753	0,13	0,00	0,75	0,00	0,50	0,00	0,23
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	0,00	0,38	0,25	0,38	0,25	0,00	0,21
Drosera rotundifolia L., 1753	0,38	0,13	0,38	0,00	0,38	0,00	0,21
Polygala serpyllifolia Hose, 1797	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00	0,08
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
Narthecium ossifragum (L.) Huds., 1762	0,00	0,00	0,00	0,13	0,13	0,00	0,04
Hypericum elodes L., 1759	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Drosera intermedia Hayne, 1798	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Taxons chaméphytiques							
Erica tetralix L., 1753	0,75	0,50	0,13	1,00	1,00	0,38	0,63
Ulex minor Roth, 1797	0,00	0,00	0,00	0,63	0,50	0,38	0,25
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	0,13	0,00	0,00	0,50	0,00	0,63	0,21
Bryophytes							
Sphagnum sp.	0,88	0,63	0,38	0,25	1,00	0,00	0,52
Autres bryophytes	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,06

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution des cortèges de taxons les plus sensibles aux changements climatiques, notamment les cortèges subatlantiques (*Eleocharis multicaulis, Hypericum elodes, Cirsium dissectum, Drosera intermedia, Narthecium ossifragum, Erica tetralix, Ulex minor*) et circumboréaux (*Drosera rotundifolia, Eriophorum angustifolium, Rhynchospora alba*). La progression de la lande humide et du manteau arbustif à *Erica scoparia* et *Frangula alnus* sera également un bon indicateur d'assèchement général du milieu au détriment de la lande tourbeuse et des gouilles de cicatrisation. L'évolution du cortège bryologique sera également suivie avec attention, les sphaignes étant régulières dans les quadrats 1, 2, 3 et 5 qui correspondent aux gouilles de cicatrisation et à la lande tourbeuse.

Lande des Tuileries de Forgeas (Saint Bazile, 87)

Le site se trouve dans le sud-ouest de la Haute-Vienne, sur le territoire du Parc naturel régional Périgord-Limousin, bien que la commune de St-Bazile soit exclue de l'actuel périmètre du Parc. Il appartient au bassin-versant de la Tardoire et repose sur un socle géologique constitué de paragneiss plagioclasiques avec une probable intercalation de filons d'amphibolite. Le site est ceinturé par de la chênaie acidiphile mésophile et une vaste moliniaie occupe le versant qui rejoint un affluent de la Tardoire. Les hauts niveaux topographiques sont occupés par une moliniaie landicole dont les

chaméphytes (*Ulex minor, Erica tetralix*) sont peu recouvrants ; les bas-niveaux, quant à eux, sont colonisés par un bas-marais acidicline à Choin noirâtre. Malgré l'intérêt patrimonial de *Schoenus nigricans* pour la Haute-Vienne (seule station avérée), cette plante subcosmopolite n'apparaît pas comme un taxon sensible au réchauffement climatique. Il n'avait donc pas vocation à figurer obligatoirement dans notre transect. Nous avons en revanche intégré les espèces dont l'appartenance biogéographique leur conférait une réelle sensibilité (*Carex pulicaris, Cirsium dissectum, Erica tetralix*, etc.).

Les taxons observés au long du transect et relevés au sein des quadrats de fréquence (Tab. XLIII) appartiennent essentiellement aux groupes phyto-écologiques des prairies paratourbeuses hygrophiles oligotrophiles (51 % de fréquence relative) et des bas-marais oligotrophiles (29 % de fréquence relative). Notre transect montre effectivement une progression depuis une moliniaie landicole mésohygrophile vers une moliniaie introgressée par les éléments de bas-marais de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis*.

Tab. XLIII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect des « Landes des Tuileries de Forgeas ».

SUIVI TOURBIERE LANDES DES TUILERIES DE FORGEAS					
Observateurs	Mickael MADY & Olivier NAWROT (CbnMc)				
Date	02/10/2018				
Commune	Saint-Bazile (87)				
Description	Bas-marais acidicline				
Dispositif de suivi	Transect de 14 m - 4 quadrats de 1 m²				
Code suivi	20181002-MMON_01T				
Coordonnées GPS	Début : N45.73877 ; E0.79706 (+/- 3 m)				
	Fin : N45.73870 ; E0.79696 (+/- 3 m)				
Numéro du quadrat	**Q1**	**Q2**	**Q3**	**Q4**	
Distance au point zéro (repère ouest)	2 - 3 m	5 - 6 m	9 - 10 m	11 - 12 m	
Hauteur (cm)	24	25	21	25	
Strate chaméphytique %	13	5	11	3	
Strate herbacée %	84	91	82	92	
Strate bryophytique %	0	0	0	0	
Sol nu (%)	5	5	7	5	
Litière	0	0	0	0	
Taxons	**Fréquence / quadrat**				**FQ / transect**
Taxons herbacés					
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	0,63	0,13	0,88	0,63	0,56
Carex panicea L., 1753	0,13	0,25	0,88	1,00	0,56
Carex pulicaris L., 1753	0,00	0,75	0,75	0,63	0,53
Potentilla erecta (L.) Räusch., 1797	0,38	0,38	0,25	0,38	0,34
Carex flacca Schreb., 1771	0,00	0,63	0,00	0,00	0,16
Equisetum palustre L.	0,00	0,00	0,13	0,00	0,03
Carex demissa Vahl ex Hartm., 1808	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Danthonia decumbens (L.) DC., 1805	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Lotus corniculatus L., 1753	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Carex distans L., 1759	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Agrostis capillaris L., 1753	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Taxons chaméphytiques					
Erica tetralix L., 1753	0,75	0,50	0,63	0,13	0,50
Ulex minor Roth, 1797	0,00	0,00	0,13	0,00	0,03
Taxons de fourrés					
Frangula alnus Mill., 1768	0,38	0,13	0,00	0,00	0,13
Rubus sp.	0,38	0,00	0,00	0,00	0,09

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution du cortège de taxons subatlantiques (*Cirsium dissectum, Erica tetralix, Ulex minor*), les plus sensibles aux changements climatiques, ainsi que de *Carex pulicaris* dont la chorologie nord et ouest européenne lui confère une sensibilité similaire.

Tourbière du Petit Moulin (Veyrac, 87)

Le site se trouve au nord-ouest de l'agglomération de Limoges en situation de plateau de basse altitude. Il s'inscrit dans une trame bocagère dégradée dans un contexte agricole assez intensif (ferme et bâtiments agricoles à proximité, champs de Maïs en remplacement des prairies permanentes). Deux micro-affluents du Glanet prennent leur source dans la zone tourbeuse. Cette dernière repose sur des dépôts de fonds de vallées (alluvions et colluvions) au contact d'alluvions anciennes rubéfiées. Elle est installée dans un secteur à faible pente (talweg à fond plat) et son alimentation hydrique est liée à deux sources principales et aux précipitations. Le transect a été installé dans une zone gyrobroyée régulièrement par le CEN Limousin au contact d'une moliniaie dense.

Les taxons observés au long du transect et relevés au sein des quadrats de fréquence (Tab. XLIV) appartiennent essentiellement aux groupes phyto-écologiques des prairies paratourbeuses hygrophiles oligotrophiques (53 % de fréquence relative) et des bas-marais acides oligotrophiques (47 % de fréquence relative). Cette végétation, globalement homogène le long du transect, se rattache aux prés tourbeux acidiphiles atlantiques du *Caro verticillati – Juncenion acutiflori* B. Foucault & Géhu 1980.

Tab. XLIV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect de la « Tourbière du petit moulin ».

SUIVI TOURBIERE PETIT MOULIN								
Observateurs	Mickael MADY & Olivier NAWROT (CbnMc)							
Date	21/10/2018							
Commune	Veyrac (87)							
Description	Pré tourbeux acidiphile atlantique							
Dispositif de suivi	Transect de 35 m - 7 quadrats de 1 m²							
Code suivi	20181021-MMON_01T							
Coordonnées GPS	Début : N45.88663 ; E1.09107 (+/- 3 m)							
	Fin : N45.88666 ; E1.09061 (+/- 3 m)							
Numéro du quadrat	**Q1**	**Q2**	**Q3**	**Q4**	**Q5**	**Q6**	**Q7**	
Distance au point zéro (repère ouest)	4 - 5 m	9 - 10 m	14 - 15 m	19 - 20 m	24 - 25 m	29 - 30 m	34 - 35 m	
Hauteur (cm)	17	18	19	19	22	25	15	
Strate chaméphytique %	0	0	0	0	0	0	0	
Strate herbacée %	54	71	82	51	53	47	53	
Strate bryophytique %	35	9	3	19	9	16	10	
Litière (%)	11	21	14	31	39	37	37	
Taxons	Fréquence / quadrat							**FQ / transect**
Taxons herbacés								
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	1,00	1,00	1,00	0,88	1,00	1,00	0,00	0,84
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	1,00	0,75	1,00	0,38	0,75	0,50	0,88	0,75
Carex panicea L., 1753	0,00	1,00	0,88	1,00	0,63	0,75	0,88	0,73
Carex demissa Vahl ex Hartm., 1808	0,75	0,13	1,00	0,88	0,63	0,75	0,75	0,70
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	0,38	0,25	0,38	1,00	0,75	1,00	0,13	0,55
Agrostis canina L., 1753	0,50	0,63	0,75	0,13	0,25	0,00	0,00	0,32
Carex pulicaris L., 1753	0,00	0,63	0,88	0,13	0,25	0,25	0,00	0,30
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	0,25	0,63	0,63	0,00	0,13	0,00	0,00	0,23
Scutellaria minor Huds., 1762	0,00	0,25	0,38	0,13	0,13	0,13	0,13	0,16
Trocdaris verticillatum (L.) Raf., 1840	0,25	0,25	0,38	0,00	0,13	0,00	0,00	0,14
Danthonia decumbens (L.) DC., 1805	0,00	0,13	0,25	0,13	0,13	0,13	0,00	0,11
Potentilla erecta (L.) Räusch., 1797	0,13	0,00	0,13	0,13	0,13	0,00	0,00	0,07
Lysimachia tenella L., 1753	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,07
Narthecium ossifragum (L.) Huds., 1762	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,05
Hypericum elodes L., 1759	0,13	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,05
Lotus pedunculatus Cav., 1793	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Bryophytes								
Sphagnum sp.	1,00	0,25	0,75	1,00	1,00	1,00	0,38	0,77

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution du cortège de taxons subatlantiques (*Cirsium dissectum, Scutellaria minor, Trocdaris verticillatum, Eleocharis multicaulis, Hypericum elodes, Lysimachia tenella*), les plus sensibles aux changements climatiques, ainsi que de *Narthecium ossifragum* dont la chorologie ouest-européenne lui confère une sensibilité similaire. L'évolution du cortège bryologique sera également suivie avec attention, les sphaignes étant régulières le long du transect.

- Etat de référence des sites pyrénéens

Plateau d'Anzé (Laruns, 64)

La tourbière se situe dans une cuvette circulaire. L'alimentation en eau semble complexe ; elle doit provenir du ruissellement des versants et des précipitations directes.

A noter la dominance de trois espèces de sphaignes dans la partie centrale (Tab. XLV), et aussi l'abondance de la mousse *Leucobryum glaucum*, espèce qui remplace les espèces des buttes à sphaignes ombrotrophiles dans des situations de perturbation. À Anzé, sa présence pourrait être due aux canaux de drainages, qui auraient dégradé le fonctionnement de la tourbière.

La flore vasculaire présente deux faciès d'une même communauté au sein de la tourbière, relevant du *Caro verticillati – Juncenion acutiflori* B. Foucault & Géhu 1980 dont l'un où *Molinia caerulea* est fortement présente correspondant au *Caro verticillati – Molinietum caerulae* (Lemée 1937) J.–M. Royer, Felzines, Misset & Thévenin 2006 et qui dérive de l'autre type correspondant au *Caro verticillati – Juncetum acutiflori* (Lemée 1937) Korneck 1962.

Un troisième type de végétation en mosaïque avec le *Caro verticillati – Juncetum acutiflori,* sous forme de patch correspond au *Drosero intermediae – Rhynchosporetum albae* (P. Allorge & Denis 1923) P. Allorge 1926

Enfin, un quatrième type, fait la ceinture de la tourbière avec *Molinia caerulea* et *Thelipteris palustris* relevant du *Magnocaricion elatae* W. Koch 1926.

Tab. XLV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect du « Plateau d'Anzé »

SUIVI TOURBIERE PLATEAU ANZÉ										
Observateurs	Marta Infante Sánchez, Ludovic Olicard (CBNPMP)									
Date	8 août 2018									
Commune	Laruns (64)									
Description	Bas-marais en cuvette entouré par aulnaie-saulaie									
Dispositif de suivi	Transect ouest-est de 121 m - 9 quadrats de 1m²									
Code suivi	20180808-MISOL01T									
Altitude	852m									
Coordonnées GPS	Départ (ouest) : N42.968380 ; W-0.430522999									
	Fin (est) : N42.96832899 ; W-0.42906699									
N° Quadrat	**Q1**	**Q2**	**Q3**	**Q4**	**Q5**	**Q6**	**Q7**	**Q8**	**Q9**	
Distance au point zéro (repère ouest)	3 m	11 m	24 m	31 m	34 m	46 m	57 m	93 m	118 m	
Rec. Chaméphytes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rec. Herbacé	100	97	100	100	69	83	57	96	100	
Rec. Sphaignes + Bryophytes	0	8	0	15	51	33	81	27	0	
Taxons	**Fréquence / quadrat**									**FQ / transect**
Taxons herbacés										
Molinia caerulea (L.) Moench [1794] subsp. caerulea	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,88	1,00	1,00	0,99
Potentilla erecta (L.) Räusch. [1797]	0,00	0,25	0,63	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,76
Carex panicea L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	0,88	1,00	1,00	0,13	0,42
Carex nigra (L.) Reichard [1778]	0,00	0,00	0,00	0,63	0,25	0,88	0,50	0,88	0,25	0,36
Gentiana pneumonanthe L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,63	0,63	1,00	0,13	0,50	0,13	0,32
Eriophorum angustifolium Honck. [1782]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	0,63	1,00	0,00	0,13	0,28
Drosera rotundifolia L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,13	0,63	0,63	0,63	0,25	0,13	0,25
Carex echinata Murray [1770]	0,00	0,00	0,00	0,88	0,50	0,63	0,13	0,00	0,13	0,24
Rhynchospora alba (L.) Vahl [1805]	0,00	0,00	0,00	0,13	0,50	1,00	0,13	0,00	0,13	0,19
Carex caryophyllea Latourr. [1785]	0,00	0,00	0,00	1,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,13	0,13
Carex pulicaris L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,13	0,08
Agrostis capillaris L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,07
Thelypteris palustris Schott [1834]	0,25	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,04
Stachys palustris L. [1753]	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Dactylorhiza maculata (L.) Soó [1962]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,13	0,01
Anthoxanthum odoratum L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01
Dryopteris sp.	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01
Succisa pratensis Moench [1794]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01
Taxons chaméphytiques										
Calluna vulgaris (L.) Hull [1808]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,38	0,13	0,13	0,13	0,13
Taxons arbustifs										
Alnus glutinosa (L.) Gaertn. [1790]	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01
Frangula alnus Mill. [1768]	0,00	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,07
Sphaignes										
Sphagnum papillosum Lindb., 1872 (Sectio Sphagnum)	0,00	0,00	0,00	0,13	0,88	0,38	0,38	0,00	0,13	0,19
Sphagnum rubellum Wilson, 1855 (Sectio Acutifolia)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,13	1,00	0,00	0,13	0,18
Sphagnum capillifolium (Ehrh.) Hedw., 1782 (Sectio Acutifolia)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,25	0,38	0,00	0,13	0,14
Bryophytes (hors sphaignes)										
Leucobryum glaucum (Hedw.) Ångstr., 1845	0,00	0,00	0,00	1,00	0,25	0,50	0,00	1,00	0,13	0,31
Aulacomnium palustre (Hedw.) Schwägr., 1827	0,00	0,00	0,00	0,25	0,13	0,38	0,00	0,00	0,13	0,08
Plagiomnium sp.	0,00	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,07
Oxyrrhynchium hians (Hedw.) Loeske, 1907	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,13	0,04
Ptychostomum pseudotriquetrum (Hedw.) J.R.Spence & H.P.Ramsay e	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,04
Hypnum jutlandicum Holmen & E.Warncke, 1969	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,13	0,04
Dicranum bonjeanii De Not., 1837	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,13	0,00	0,13	0,13	0,04
Calliergonella cuspidata (Hedw.) Loeske, 1911	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,13	0,04
Calypogeia fissa (L.) Raddi, 1818	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,13	0,04
Pellia epiphylla (L.) Corda, 1829	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Atrichum undulatum (Hedw.) P.Beauv., 1805	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Fissidens adianthoides Hedw., 1801	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01
Aneura pinguis (L.) Dumort., 1822	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,13	0,01

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution de la présence de sphaignes et principalement de *Leucobryum glaucum*.

Tourbière du Piet (Laruns, 64)

La tourbière se situe en replat de versant. L'alimentation en eau provient, d'une part, des ruisselets et du ruissellement des versants par au moins deux points de source et, d'autre part, des précipitations directes. Il s'agit donc d'un système avec des parties nettement soligènes (transect 1) et une partie réduite au sud-ouest plus ombrogène à *Pinus sylvestris* et bouleaux parsemés (transect 2).

Les communautés du Transect 1 (Tab. XLVI) relèvent des bas-marais (cf. *Caricetalia davallianae*) en mélange avec une communauté de prairie paratourbeuse à Molinie, structurante et dominante, relevant du *Juncion acutiflori,* proche du *Caro verticillati - Molinietum caerulae*. Cette communauté fait la transition entre les communautés de bas-marais et les prairies humides, elle est riche en

espèces et présente une structure prairiale. La Molinie structurée en touradons indique des variations de niveau d'eau important, peu favorable aux végétations de tourbières.

A noter la présence des mousses *Tomentypnum nitens* et *Campylium stellatum* et de la sphaigne *Sphagnum contortum*. Par ailleurs, les sphaignes ne sont que ponctuellement dominantes.

Tab. XLVI. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect 1 de la « Tourbière du Piet »

SUIVI TOURBIERE PIET - TRANSECT 1										
Observateurs	Marta Infante Sánchez, Ludovic Olicard (CBNPMP)									
Date	7 août 2018									
Commune	Laruns (64)									
Description	Bas-marais avec plusieurs ruisselets									
Dispositif de suivi	Transect ONO-ESE de 48 m - 9 quadrats de 1m²									
Code suivi	20180807-MISOL01T									
Altitude	1162 m									
Coordonnées GPS	Départ (ouest) : N42.89672099 ; W-0.4232									
	Fin (est) : N42.89651599 ; W-0.422663									
N° Quadrat	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Q8	Q9	
Distance au point zéro (repère ouest)	2 m	5 m	8 m	10 m	14 m	18 m	22 m	30.5 m	48	
Rec. Chaméphytes	0	6	11	0	0	0	0	0	0	
Rec. Herbacé	89	89	52	91	90	89	88	93	99	
Rec. Sphaignes + Bryophytes	20	24	48	33	19	29	25	13	0	
Taxons	Fréquence / quadrat									**FQ / transect**
Taxons chaméphytiques										
Calluna vulgaris (L.) Hull [1808]	0,00	0,38	1,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17
Taxons de bas-marais										
Carex lepidocarpa Tausch [1834]	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Carex viridula Michx. [1803]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,13	0,00	0,06
Carex pulicaris L. [1753]	0,00	0,63	0,50	0,88	0,75	0,88	0,38	1,00	1,00	0,67
Carex davalliana Sm. [1800]	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,13	0,75	0,18
Eriophorum latifolium Hoppe [1800]	0,00	0,13	0,25	0,63	0,00	0,75	1,00	0,00	0,00	0,31
Carex echinata Murray [1770]	0,00	0,50	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11
Drosera rotundifolia L. [1753]	0,00	0,13	0,50	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15
Parnassia palustris L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,63	0,00	0,13	0,88	0,50	0,25	0,26
Carex rostrata Stokes [1787]	0,63	0,38	0,25	0,13	0,13	0,00	0,13	0,00	0,00	0,18
Taxons des prés tourbeux										
Molinia caerulea (L.) Moench [1794] subsp. caerulea	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Carex panicea L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,13	0,08
Lysimachia tenella L. [1753]	0,25	0,00	0,00	0,88	0,00	0,13	0,50	0,00	0,00	0,19
Caltha palustris L. [1753]	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Dactylorhiza maculata (L.) Soó [1962]	0,00	0,00	0,13	0,50	0,38	0,13	0,38	0,00	0,25	0,20
Succisa pratensis Moench [1794]	0,63	0,13	0,50	0,88	0,75	0,00	0,50	0,38	0,25	0,44
Equisetum fluviatile L. [1753]	0,63	0,88	0,13	0,63	0,38	0,63	0,75	0,25	0,00	0,47
Galium palustre L. [1753]	0,88	0,50	0,13	0,38	0,75	0,88	0,75	1,00	0,75	0,67
Lotus pedunculatus Cav. [1793]	1,00	0,63	0,50	0,25	0,75	0,50	0,13	0,88	0,00	0,51
Epilobium sp.	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Myosotis sp.	0,00	0,13	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Taxons de prairie										
Potentilla erecta (L.) Räusch. [1797]	0,13	0,50	0,50	0,63	1,00	0,50	0,13	0,63	0,38	0,49
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm. [1791]	0,50	0,00	0,00	0,13	0,63	0,50	0,00	1,00	0,00	0,31
Briza media L. [1753]	0,13	0,25	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
Holcus lanatus L. [1753]	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,06
Plantago media L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Rumex acetosa L. [1753]	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Mentha cf. aquatica L. [1753]	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Ranunculus repens L. [1753]	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Ajuga reptans L. [1753]	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Angelica sylvestris L. [1753]	0,63	0,25	0,38	0,13	0,50	0,25	0,00	0,13	0,25	0,28
Cirsium palustre (L.) Scop. [1772]	0,13	0,13	0,13	0,50	0,63	0,38	0,00	0,38	0,00	0,25
Crepis paludosa (L.) Moench [1794]	0,00	0,00	0,25	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Sphaignes										
Sphagnum papillosum (Lindb.) (Sectio Sphagnum)	0,00	0,25	0,75	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15
Sphagnum palustre L., 1753 (Sectio Sphagnum)	0,00	0,00	0,13	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
Sphagnum fallax (H.Klinggr.) H.Klinggr., 1880 (Sectio Cuspidata)	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08
Sphagnum contortum Schultz, 1819 (Sectio Subsecunda)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,13	0,00	0,00	0,08
Sphagnum auriculatum Schimp., 1857 (Sectio Subsecunda)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,01
Bryophytes (hors sphaignes)										
Pleurozium schreberi (Willd. ex Brid.) Mitt., 1869	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Aulacomnium palustre (Hedw.) Schwägr., 1827	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,06
Plagiomnium sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,01
Calliergonella cuspidata (Hedw.) Loeske, 1911	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,13	0,00	0,06
Climacium dendroides (Hedw.) F.Weber & D.Mohr, 1804	1,00	0,38	0,13	0,00	0,63	0,75	0,00	0,00	0,00	0,32
Tomentypnum nitens (Hedw.) Loeske, 1911	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,25	0,63	0,63	0,00	0,28
Campylium stellatum (Hedw.) Lange & C.E.O.Jensen	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,08

Le Transect 2 sur la partie plus ombrogène, est dominé dans la plupart du temps par des sphaignes, dont nous dénombrons 7 espèces différentes (Tab. XLVII). Le faible nombre d'espèces vasculaires dominées par *Molinia caerulea*, sous la forme de touradons, indique des variations de niveaux importantes, relevant du *Caro verticillati–Molinietum caerulae*.

Tab. XLVII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect 2 de la « Tourbière du Piet »

SUIVI TOURBIERE PIET - TRANSECT 2						
Observateurs	Marta Infante Sánchez, Ludovic Olicard (CBNPMP)					
Date	7 août 2018					
Commune	Laruns (64)					
Description	Tourbière haute active ombrotrophe à plusieurs gouilles et quelques Pinus sylvestris					
Dispositif de suivi	Transect ouest-est de 57 m - 5 quadrats de 1m²					
Code suivi	20180807-MISOL02T					
Altitude	1155 m					
Coordonnées GPS	Départ (ouest) : N42.89664799 ; W-0.423997					
	Fin (est) : N42.896779 ; W-0.423362					
N° Quadrat	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	
Distance au point zéro (repère ouest)	1.7 m	8 m	18.7 m	30.4 m	32 m	
Rec. Chaméphytes	39	0	30	3	2	
Rec. Herbacé	63	56	69	65	68	
Rec. Sphaignes + Bryophytes	48	80	0	45	50	
Taxons	Fréquence / quadrat					**FQ / transect**
Taxons landicoles						
Vaccinium myrtillus L. [1753]	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
Calluna vulgaris (L.) Hull [1808]	0,00	0,00	0,63	0,25	0,38	0,25
Taxons de bas-marais et prés tourbeux	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Molinia caerulea (L.) Moench [1794] subsp. caerulea	0,50	1,00	1,00	0,25	0,88	0,73
Eriophorum angustifolium Honck. [1782]	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,05
Carex nigra (L.) Reichard [1778]	0,00	0,00	0,38	0,00	0,38	0,15
Equisetum fluviatile L. [1753]	0,00	0,00	0,00	0,75	0,25	0,20
Taxons de pelouses mésophiles acidiphiles	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Potentilla erecta (L.) Räusch. [1797]	0,00	1,00	1,00	0,25	0,88	0,63
Taxons pré-forestiers	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn [1879]	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
Pinus sylvestris L. [1753]	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,05
Sphaignes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sphagnum papillosum Lindb., 1872 var. sublaeve (Sectio Sphagnum)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,05
Sphagnum palustre L., 1753 (Sectio Sphagnum)	0,50	0,50	0,00	0,00	0,00	0,20
Sphagnum capillifolium (Ehrh.) Hedw. (Sectio Acutifolia)	0,00	0,63	0,00	0,25	0,63	0,30
Sphagnum subnitens Russow & Warnst., 1888 (Sectio Acutifolia)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Sphagnum angustifolium (C.E.O.Jensen ex Russow) C.E.O.Jensen (Sectio Cuspidata)	0,13	0,00	0,00	0,25	0,63	0,20
Sphagnum fallax (H.Klinggr.) H.Klinggr., 1880 (Sectio Cuspidata)	0,50	0,63	0,13	0,00	0,00	0,25
Sphagnum auriculatum Schimp., 1857 (Sectio Subsecunda)	0,00	0,00	0,00	0,63	0,13	0,15
Bryophytes (hors sphaignes)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13
Aulacomnium palustre (Hedw.) Schwägr., 1827	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,03

6.1.3 Discussion

- **Complément et ajustement de la méthode de suivi**

Le protocole de suivi des tourbières et bas-marais apparaît relativement lourd à mettre en place. Si les repères de départ et d'arrivée du transect sont bien fixes, le moindre décalage de celui-ci, même de quelques centimètres, en hauteur ou latéralement, peut être rapidement effectif et entrainer des différences importantes lors des lectures successives des suivis. Cela pose notamment un problème par rapport au suivi d'espèces ciblées qui pourraient ne plus être détectées, non par disparition mais par biais d'échantillonnage.

Des réflexions devront être menées avant la seconde campagne de relevés pour aboutir à des méthodes plus robuste pour suivre l'évolution à la fois du système tourbeux et des espèces indicatrices qui lui sont liées. Ainsi, des quadrats permanents installés au sein de chaque végétation homogène du complexe tourbeux seraient peut-être plus judicieux que ce système de quadrats amovibles répétés le long d'un transect sur des végétations hétérogènes.

- **Perspectives de suivis**

Pour la partie limousine de la Nouvelle-Aquitaine, il serait souhaitable de retenir plus de sites tourbeux à l'étage collinéen supérieur du Plateau de Millevaches, d'une part pour une raison de facilité de trouver des sites dont la maîtrise foncière est assurée sur le long terme par des structures spécialisées dans la préservation du patrimoine naturel et paysager (CEN Limousin, PNR Millevaches en Limousin) et d'autre part par la présence à une altitude modérée d'un contingent important de taxons holarctiques à circumboréaux (*Carex pauciflora, Vaccinium oxycoccos, Andromeda polifolia*…). Les systèmes tourbeux du Plateau de Millevaches se trouvent dans des contextes globalement mieux préservés que ceux de basse altitude, cela permet de diminuer le biais lié aux activités anthropiques (drainage et eutrophisation généralisée des bassins-versants) qui sont souvent les premières responsables de la régression des systèmes tourbeux, bien avant la problématique du changement climatique. Ces éventuels nouveaux sites s'intègreraient d'ailleurs parfaitement au sein du gradient altitudinal et thermique sur lequel sont disposés les sites actuellement équipés.

6.2 Communautés végétales des landes humides et tourbeuses

Les communautés végétales des landes humides et tourbeuses n'ont pas été suivies en 2018. Le délai entre chaque campagne de suivis est fixé à 3 ans soit 2017 et 2020 (MALLARD, 2017b).

6.3 Populations de lépidoptères de landes humides

Auteurs : Fanny Mallard (§ 6.3.2, 6.3.3, 6.3.4), Sandy Bulté (§ 6.3.1), Contributeurs : Pierre-Yves Gourvil

Particulièrement sensibles aux épisodes de sécheresses et de canicules intenses (LE TREUT, 2013), face au réchauffement climatique, les landes humides pourraient se raréfier, voire disparaitre, au profit de végétations de landes plus sèches et de communautés moins oligotrophiles. Ces changements sont susceptibles d'avoir un impact sur les communautés de lépidoptères associées à ces milieux. En effet, certaines espèces dépendent de plante spécifique, appelée plante hôte, que l'on retrouve uniquement dans ces milieux. De plus, l'optimum de développement des espèces inféodées aux landes humides pourrait être influencé par le réchauffement climatique risquant de provoquer des évolutions spatio-temporelles des cortèges.

Ainsi, plusieurs hypothèses peuvent être émises quant à leur réponse face au changement climatique. Soit, les espèces pourraient être capables de s'adapter au nouveau contexte environnemental, soit elles seraient capables de déplacer leur aire de distribution pour suivre les conditions qui leur conviennent ou enfin elles pourraient être sujettes à des disparitions locales.

La mise en place de protocoles de suivis standardisés à long terme des indicateurs biologiques « les lépidoptères de landes humides » est nécessaire pour la modélisation de projections des impacts du changement climatique sur l'état des populations. L'année 2016 a permis de mettre en place et de tester le protocole de suivi des lépidoptères et la méthodologie d'analyses mécanistiques et statistiques (MALLARD, 2016b ; MALLARD & BULTE, 2018). Dans ce rapport, les observations des deux années de suivis 2017-2018 permettent d'évaluer et d'optimiser le protocole d'échantillonnage.

En pratique, l'observation exhaustive des espèces lépidoptères ne peut pas être réalisée. Elle est ainsi remplacée par des échantillonnages dont l'effort d'observation associé est estimé par un taux de couverture calculé à partir du profil de diversité déduit du dénombrement en particulier des singletons. Ce taux de couverture permet de qualifier l'effort d'échantillonnage. Les graphiques des profils de diversité en fonction de q (nombre de Hill) peuvent être ensuite résumés par quelques paramètres. Sur plusieurs années de suivis, ces données de lissage sont des éléments qui peuvent être comparés pour un même site, dans le temps, par rapport aux variations climatiques, et analysés entre plusieurs sites de même nature, par exemple, ici, les landes humides (MALLARD, 2016b ; MALLARD, 2017b).

6.3.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

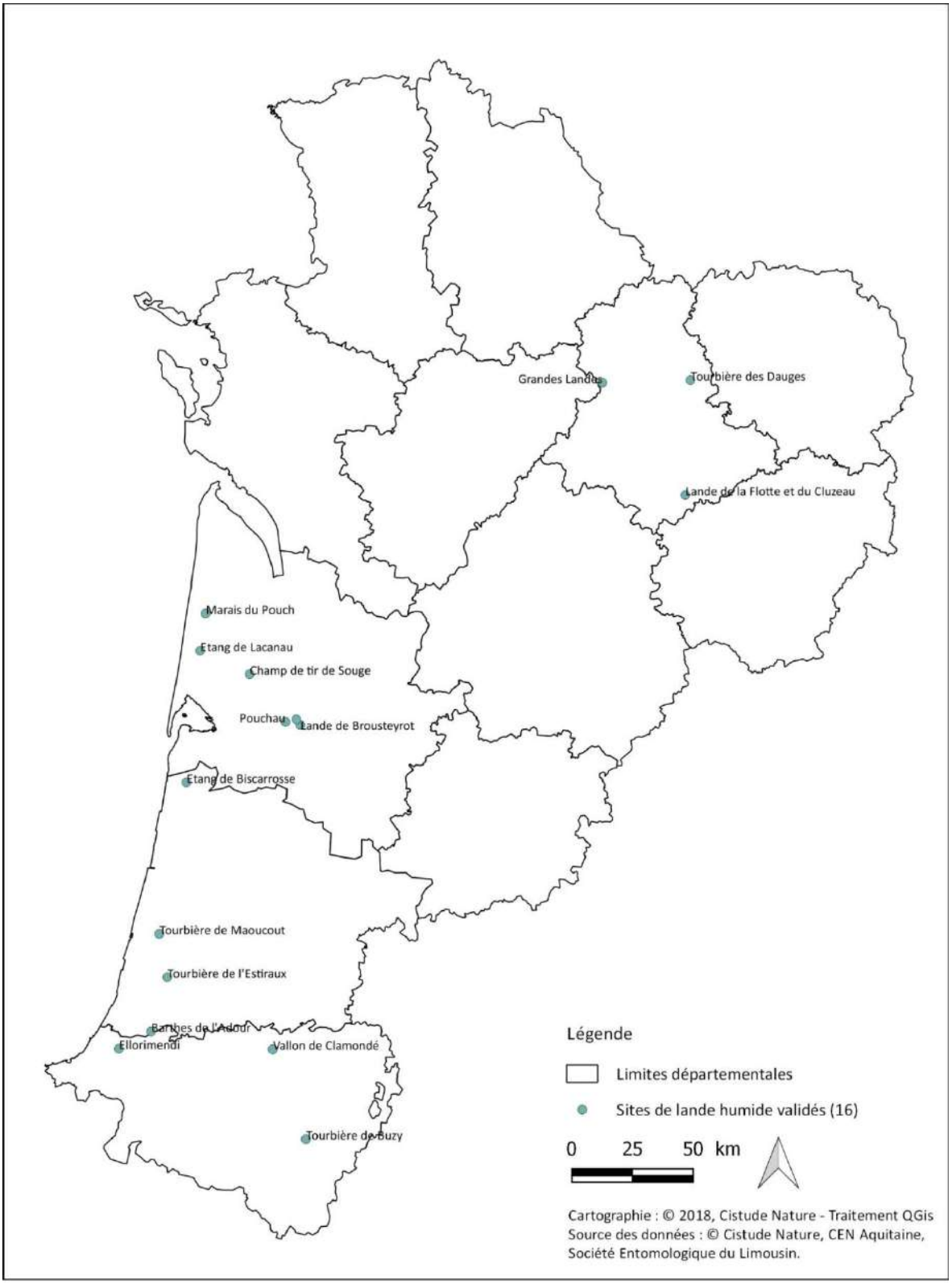
La sélection des sites s'est réalisée selon l'hypothèse que les facteurs anthropiques susceptibles d'impacter la biodiversité sont limités sur une lande humide considérée en bon état de conservation, ce qui permettrait de dissocier les effets du changement climatique des autres facteurs anthropiques sur les réponses observées de la biodiversité. Ainsi, les sites de landes humides ont été choisis en parti en fonction de leur bon état de conservation.

- **Description des sites choisis**

En 2017, le site « Pouchau » était en cours de validation. En 2018, ce site a été validé suite à une nouvelle animation foncière et une station météorologique y a été apposée (Fig. 174). Le site Barthes de l'Adour était également en cours de validation en 2017 et a été validé en 2018.

En 2018, le programme s'est étendu à la région Nouvelle-Aquitaine. Dans ce cadre-là, trois nouveaux sites situés en Haute-Vienne ont été ajoutés. Il s'agit des sites suivant : « Lande de la Flotte et du Cluzeau », « Grandes Landes » et « Tourbière des Dauges », (Fig. 174, Tab. XLVIII).

Au total, ce sont 16 sites de landes humides qui sont validés pour les suivis du cortège de lépidoptères de landes humides (6 en Gironde, 4 dans les Landes, 3 dans les Pyrénées-Atlantiques, 3 en Haute-Vienne).



Sites validés pour les suivis du cortège de lépidoptères en lande humide.

Fig. 174. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi des espèces de lépidoptères de landes humides.

Tab. XLVIII. Caractéristiques des sites validés en 2018 pour les suivis du cortège de lépidoptères de landes humides.

Commune	Nom du site	Superficie (ha)	Statut	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
Saucats	Pouchau	1.67		Privé/RTE – CEN Aquitaine	Oui	Cistude Nature	Sandy Bulté	[redacted]	[redacted]
Saint-Laurent-de-Gosse	Barthes de l'Adour	52.9		Privé	Oui	CPIE Seignanx et Adour	Béatrice Ducout	[redacted]	[redacted]
Meuzac	Lande de la Flotte et du Cluzeau	11.3	Site CEN / N2000	CEN Limousin	Oui	Société Entomologique du Limousin	Romain Chambord	[redacted]	[redacted]
Montrol-Sénard	Grandes Landes	18.8	Site CEN	CEN Limousin	Oui	Société Entomologique du Limousin	Romain Chambord	[redacted]	[redacted]
Saint-Léger-la-Montagne	Tourbière des Dauges	1.24	Réserve naturelle	CEN Limousin	Oui	Société Entomologique du Limousin	Romain Chambord	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

La méthodologie de comptage des lépidoptères est basée sur le programme national du suivi temporel des Rhopalocères de France (STERF) du programme d'observatoires de la biodiversité Vigie-Nature (MANIL & HENRY, 2007). Ainsi, selon la surface d'habitat homogène, un à sept transects de 200 mètres ont été définis sur chaque site, chacun parcourus en un temps identique (10 ± 1 min.). Les transects des nouveaux sites ont été matérialisés par des points GPS (Tab. XLIX) et ont également été cartographiés (Annexe 8).

Au total, ce sont 40 transects qui sont parcourus chaque année pour les suivis des lépidoptères et ascalaphes de landes humides.

Tab. XLIX. Caractéristiques des transects des sites validés en 2018 pour les suivis de cortège de lépidoptères de landes humides.

Dép.	Dénomination site	Dénom. transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Latitude	Longitude	Latitude'	Longitude'
33	Pouchau	T1	200	61	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Lande de la Flotte et du Cluzeau	T1	200	395	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Lande de la Flotte et du Cluzeau	T2	200	395	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Grandes Landes	T1	200	340	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Grandes Landes	T2	200	340	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
87	Tourbière des Dauges	T1	200	550	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
40	Barthe de l'Adour	T1	200	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
40	Barthes de l'Adour	T2	200	3	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]

- Méthode de relevés et détermination des espèces

Pour chaque transect de 200m, parcouru chacun en 10 min (± 1 min), tous les imagos de lépidoptères, identifiables à vue, sont comptés dans une boite virtuelle de 5m de côté se déplaçant devant l'observateur. Pour les espèces non identifiables à vue, elles peuvent être capturées au filet pour être déterminées à la fin du transect, voire prélevées si la détermination nécessite l'examen des genitalia. Comparées aux pelouses calcicoles, les landes humides sont moins concernées par les espèces à détermination délicate. Dans ce cas, la méthode à suivre est la même que celle décrite pour le cortège de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles (cf. § 5.2.).

- Conditions météorologiques requises

Les suivis sont effectués entre 10h et 17h dans de bonnes conditions météorologiques :

- couverture nuageuse d'au maximum 75% ;
- pas de pluie ;
- vent inférieur à 40km/h (échelle de Beaufort inférieure à 6) ;
- température minimale de 13°C par temps ensoleillé et 17°C par temps nuageux ;
- température maximale de 32°C au lieu de 35°C.

- Nombre de campagne de relevés

Selon les sites, quatre à huit passages sont effectués par an et répartis entre mai et août, soit avec au moins un passage par mois. Les suivis sont espacés d'au moins 15 jours et sont réalisés d'une année sur l'autre les mêmes semaines jusqu'en 2021, préférentiellement durant les deux premières semaines de chaque mois. Le Tab. L indique les dates de suivis pour les années 2016, 2017 et 2018.

Tab. L. Dates des suivis 2016, 2017, 2018.

	2016					2017					2018							
Nom du site	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Observateur	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Observateur	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Passage 5	Passage 6	Passage 7	Observateur
Lande de Gavardies	17/08/2016				Dominique Galland	24/05/2017	22/06/2017			Sandy Bulté								Sandy Bulté
Lande de Limenut	30/09/2016				Dominique Galland													
Aérodrome Bordeaux-Saucats	23/08/2016				Dominique Galland	15/05/2017	19/06/2017	13/07/2017	16/08/2017	Sandy Bulté	22/05/2018	23/05/2018	22/06/2018	13/07/2018	26/07/2018	16/08/2018	28/08/2018	Sandy Bulté
Lande de Brousteyrot	30/09/2016				Dominique Galland	15/05/2017	19/06/2017	20/07/2017	22/08/2017	Sandy Bulté	23/05/2018	07/06/2018	22/06/2018	13/07/2018	25/07/2018	16/08/2018	28/08/2018	Sandy Bulté
Lande Pouchau						19/06/2017	13/07/2017	16/08/2017		Sandy Bulté	23/05/2018	07/06/2018	22/06/2018	13/07/2018	25/07/2018	16/08/2018	28/08/2018	Sandy Bulté
Marais du Pouch											21/05/2018	27/06/2018	12/07/2018	14/08/2018				Sandy Bulté
Etang de Lacanau						12/05/2017	13/06/2017	11/07/2017	08/08/2017	Sandy Bulté	09/05/2018	08/06/2018	03/07/2018	01/08/2018				Sandy Bulté
Champ de tir de Souge	21/06/2016	08/07/2016			Amélie Bertolini	02/06/2017	18/07/2017	16/08/2017		Amélie Bertolini								Amélie Bertolini
Etang de Biscarrosse	25/08/2016				Dominique Galland	22/05/2017	21/06/2017	21/07/2018	21/08/2017	Sandy Bulté	16/05/2018	13/06/2018	12/07/2018	02/08/2018				Sandy Bulté
Tourbière de Maoucout	26/08/2016				Dominique Galland	03/05/2017	02/06/2017	03/07/2017	04/08/2017	Sandy Bulté	22/05/2018	22/06/2018	06/07/2018	25/07/2018	16/08/2018	31/08/2018		Sandy Bulté
Tourbière de Mées						20/06/2017	04/07/2017	18/07/2017	03/08/2017	Florent Beck	20/06/2018	14/05/2018	04/07/2018	17/07/2018	03/08/2018			Florent Beck
Ellorimendi (Lande de Mouguerre)						09/05/2017	07/06/2017	19/07/2017	07/08/2017	Nicolas Dejean	16/05/2018	25/06/2018	10/08/2018	23/07/2018				Nicolas Dejean
Tourbière de Buzy	08/06/2016	07/07/2016			Pierre-Yves Gourvil	06/05/2017	17/06/2017	11/07/2017	07/08/2017	Simon Caubet	07/06/2018	08/08/2018	11/05/2018	11/07/2018				Simon Caubet

	2016					2017					2018							
Nom du site	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Observateur	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Observateur	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4	Passage 5	Passage 6	Passage 7	Observateur
Vallon de Clamondé						15/05/2017	13/06/2017	04/07/2017	02/08/2017	Gilles Bailleux	23/05/2018	25/06/2018	06/07/2018	19/07/2018	08/08/2018	22/08/2018	04/09/2018	Gilles Bailleux
Espoune	08/06/2016	07/07/2016			Pierre-Yves Gourvil													
Léon	06/06/2016	05/08/2016			Simon Caubet													
Barthes de l'Adour	06/06/2016	05/08/2016			Simon Caubet						19/05/2018	31/06/2018	17/07/2018	11/08/2018				Béatrice Ducout
Lande de St-Laurent												07/06/2018	09/07/2018	08/08/2018				Romain Chambord
Lande de la Flotte et du Cluzeau												07/06/2018	09/07/2018	08/08/2018				Romain Chambord
Tourbière des Dauges												08/06/2018	10/07/2018	10/08/2018				Romain Chambord
Grandes Landes												08/06/2018	10/07/2018	10/08/2018				Romain Chambord

- Fiche de relevés

Chaque observateur note pour chaque transect les heures de comptage de début et fin du transect avec la mention du temps de pause, le nombre d'individus par espèce et les conditions météorologiques de début du transect. Sur le terrain, les données peuvent être relevées sur une fiche de relevé ou bien à l'aide de smartphone

6.3.2 Analyses mécanistiques et statistiques

Les plans d'analyses mécanistiques et statistiques des données de suivis des lépidoptères pelouses sèches notées « MS » et des landes humides notées « MH » ont été mis en place et décrits dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat. Les analyses mécanistiques utilisent des formes de fonctions d'agrégation de données reliées à des processus, par exemple la forme analytique de Weibull est aussi liée à une équation différentielle décrivant une vitesse d'évolution d'un état, lié au niveau de l'état lui-même et cela de façon non linéaire. L'analyse statistique regroupe des données brutes et fait ressortir des relations qui vont être utilisées pour aborder, accompagner l'analyse mécanistique dont les paramètres sont eux-mêmes analysables statistiquement.

Les comptages sur le terrain des individus et des espèces sont réalisés à plus de 75%, principalement à l'espèce ou associés à des groupes limités d'espèces pour les individus non identifiables dans la durée impartie au comptage. L'observation ne permet pas d'identifier toujours l'espèce de l'individu, de le prélever, mais donne accès à un classement dans un groupe d'espèces ou un genre etc. L'abondance des individus dans les groupes d'espèces est répartie ensuite dans les espèces potentielles, possibles afin d'avoir une analyse à l'espèce des suivis de lépidoptères de landes humides dans ce paragraphe. Par exemple, pour le classement de 2 individus mis dans le groupe « *Colias hyale, Colias alfacariensis* », 1 individu sera associé à *Colias hyale* et 1 individu à *Colias alfacariensis* si ces espèces ont été observées dans le milieu. Pour 3 individus, la répartition sera de 3/2 et 3/2 entrainant un nombre d'individus non entier. Pour le groupe des lépidoptères indéterminés, quelques %, les individus sont répartis dans toutes les espèces observées dans le milieu et donnent accès à une analyse d'incertitude sans modifier significativement les résultats. L'analyse avec une base de données au niveau de l'espèce peut être ensuite agrégée au niveau du genre et de la famille, gommant ainsi les incertitudes d'observations.

En résumé, les étapes des analyses sont les suivantes :

- 1 – Terrain, Dénombrements,
- 2 – Base de données, Accumulation d'individus-espèces,
- 3 – Profils de diversité,
- 4 – Agrégation des données,
- 5 – Interpolation, extrapolation,
- 6 – Couverture,
- 7 – Similarités, recouvrements, analyses, statistiques, lien avec les données climatologiques.

La description des résultats des analyses mécanistiques et statistiques est détaillée dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2017b). Dans la partie résultats, des codes de références courtes des sites de suivis sont utilisés pour les nommer (Tab. LI).

Tab. LI. Informations sur les sites de suivis des lépidoptères de landes humides.

Région	Dépt.	Communes	Code Postal	Nom du site	Réf_Courte
Aquitaine	33	Carcans	33121	Marais du Pouch	MPOUC
Aquitaine	33	Saint-Médard-en-Jalles	33160	Camp de Souge	SOUGE
Aquitaine	33	Saucats	33650	Lafarge	LAFAR
Aquitaine	33	La Brède	33650	Lande de Brousteyrot	BROUS
Aquitaine	33	Saucats	33650	Lande de Pouchau	POUCH
Aquitaine	33	Lacanau	33680	Etang de Lacanau	ELACA
Aquitaine	33	Léognan et Martillac	33850	Aérodrome de Bordeaux-Saucats	AEROD
Aquitaine	40	Saint-Laurent-de-Gosse	40390	Barthes de l'Adour	BARTH
Aquitaine	40	Saint-Michel-Escalus	40550	Tourbière de Maoucout (Tourbière de Pont Neuf)	MAOUC
Aquitaine	40	Biscarrosse	40600	Étang de Biscarosse (Lande de Craste Neuve)	EBISC
Aquitaine	40	Mées	40990	Tourbière de l'Estiraux	ESTIR
Aquitaine	64	Buzy	64260	Tourbière de Buzy	TBUZY
Aquitaine	64	Arthez-de-Béarn	64370	Vallon de Clamondé	CLAMO
Aquitaine	64	Mouguerre	64990	Ellorimendi	ELLOR
Limousin	87	Montrol-Sénard	87330	Grandes Landes	GLAND
Limousin	87	Saint-Léger-la-Montagne	87340	Tourbière des Dauges	TDAUG
Limousin	87	Meuzac	87380	Lande de la Flotte et du Cluzeau	FLOTT

Les résultats analysés sur les suivis de lépidoptères des sites de landes humides (milieu humide noté MH) seront comparées aux années précédentes 2016 et 2017 et pour l'année 2018, aux résultats des suivis de lépidoptères de pelouses calcicoles (milieu sec noté MS).

Outils – Les données et leurs traitements utilisent des moyens bureautiques de base de type tableurs et/ou des logiciels en libre accès sur le web. Les tableurs de type Excel permettent de créer et gérer la base de données de terrain qui sur 3 années présente environ 1000 lignes d'enregistrements classées dans 500 rubriques en colonnes qui ont été définies en lien avec l'OAFS. Des développements de quelques fonctions spécifiques en VBA sont associés à la base de données. Dans leur majorité, les analyses sont alors réalisables en interactif en grande partie avec les fonctions de base du tableur relatives aux bases de données et aux tableaux croisés dynamiques. Un complément de programmation en VBA simplifie toutefois l'écriture des fonctions utilisées. Des outils plus généraux en libre accès sont disponibles à différents niveaux de programmation et d'interactivités. Ils sont développés principalement sous le logiciel R©. Les tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel R© et XLSTAT©. Les tracés de profils de diversité et les figures d'interpolation et extrapolation avec une incertitude à 95% de confiance estimée à partir de 50 bootstrappings sont obtenus avec le logiciel iNEXT Online: « software for interpolation and extrapolation of species diversity » (CHAO *et al.*, 2016). Le projet dispose en parallèle des modules de calculs pouvant se substituer à ces outils externes.

6.3.3 Résultats exploratoires

- **Abondance et richesse**

Les lépidoptères des landes humides dites « MH » ont été suivis en 2018 sur 15 sites contenant de 1 à 7 transects parcourus de mai à début septembre. La longueur du parcours réalisée en 10 minutes est de 200 m. Le transect est parcouru 3 à 7 fois dans l'année. Cela conduit à 177 parcours de 200m, soit 35.4 km. La largeur d'observation est de 5m soit =0.177 km² =17.7 hectares de surface observée sur 4 mois.

En 2018, le nombre d'individus observés en espèces et en groupes indéterminés est de 972, répartis dans 47 espèces, supérieur à l'année 2017 (835 individus, 33 espèces). En 2016, 183 individus ont été dénombrés dans 18 espèces correspondant à l'importance de la surface d'échantillonnage 17.7 ha en 2018, 10.4 ha en 2017 et 3.4 ha en 2016. Ces différentes données à différents niveaux d'effort sont utilisables pour valider les modèles d'extrapolation.

En 2018, parmi les 972 individus observés, 856 sont identifiés au niveau de l'espèce. 116 individus soit 12% des observations sont répartis dans les groupes d'espèces dont 55 dans un groupe d'individus dit « indéterminés ».

Selon les groupes définis, les individus sont répartis dans les espèces en conservant le nombre total, cela conduit à un dénombrement contenant un nombre d'individus non entier. Il est choisi ensuite de garder les espèces avec un nombre d'individus supérieur à 0.5. La répartition du report des groupes dans les espèces est paramétrée entre le report possible défini a priori soit paramètre =0 ou le report probable en lien avec les espèces présentes dans l'année sur le terrain soit paramètre =1. Par défaut le report probable est choisi et le paramètre alpha donne accès à une mesure de l'incertitude des dénombrements.

Le report des individus non identifiés d'un site sur les espèces conduit à des dénombrements non entiers. Parmi les espèces « possibles » de la région, les espèces « probables » de report sont choisies pour le milieu, en l'occurrence ici milieux humides, à partir du cumul de fin d'année des espèces identifiées. La « création » d'une espèce dite probable dans un site par accumulation d'espèces non identifiées n'est retenue qu'au-delà d'un nombre d'individus supérieur à 0.5. En pratique, les individus non identifiés sont de l'ordre de 5%, et chaque individu est reporté par exemple ici sur 47 espèces et ne compte ainsi que pour 1/47ème d'individu, modifiant peu le calcul numérique, introduisant une incertitude faisant partie des observations.

Le nombre d'individus total analysé de 972 est réparti dans 47 espèces de lépidoptères. Dans les sites, le nombre d'individus varie de 8 (ESTIR) à 179 (BROUS) et de 4 espèces (ESTIR) à 21 espèces (CLAMO) (Tab. LII). Comme pour les suivis 2017, le site CLAMO est le plus riche des sites de suivis landes humides. Les données avec peu d'individus ne sont analysables qu'au niveau global de la région.

Tab. LII. Cumul des individus et espèces en fonction des sites de landes humides.

Nom court, Nb_T : nombre de transects, Nb_D. nombre de dates d'observations, mai, juin, juillet, août , N_ind : abondance ou nombre d'individus, S : richesse ou nombre d'espèces. Les calculs sont effectués sur la base de données agrégeant les individus identifiés au niveau des espèces et des individus reportés sur ces espèces.

Dept.	Nom des sites	Nom court	Nb_T	Nb_D.	N_ind	S
33	Aérodrome de Bordeaux-Saucats	AEROD	3	7	92	19
33	Lande de Brousteyrot	BROUS	4	7	180	16
33	Etang de Lacanau	ELACA	4	4	29	5
33	Marais du Pouch	MPOUC	7	4	124	11
33	Lande de Pouchau	POUCH	1	7	66	18
40	Barthes de l'Adour	BARTH	2	4	78	9
40	Etang de Biscarosse (Lande de Craste Neuve)	EBISC	4	4	61	12
40	Tourbière de l'Estiraux	ESTIR	1	5	9	4
40	Tourbière de Maoucout (Tourbière de Pont Neuf)	MAOUC	3	6	36	8
64	Vallon de Clamondé	CLAMO	1	7	128	21
64	Ellorimendi	ELLOR	1	4	51	12
64	Tourbière de Buzy	TBUZY	1	4	27	10
87	Lande de la Flotte et du Cluzeau	FLOTT	2	3	46	15
87	Grandes Landes	GLAND	2	3	23	7
87	Tourbière des Dauges	TDAUG	1	3	22	15
		Total	37	72	972	47

Les espèces les plus abondantes de « MH » (nombre d'individus mis entre parenthèses) sont les suivantes:

- > à 100 individus : *Cupido argiades* (191), *Minois dryas* (179),
- De 50 à 100 individus : *Pieris brassicae* (94), *Pyronia tithonus* (88), *Heteropterus morpheus* (56), *Coenonympha pamphilus* (50)
- De 10 à 50 : *Coenonympha oedippus* (49), *Gonepteryx rhamni* (40), *Ochlodes sylvanus* (26), *Plebejus argus* (24), *Maniola jurtina* (18), *Celastrina argiolus* (14), *Aporia crataegi* (13), *Phengaris alcon* (11), *Lampides boeticus* (11), *Colias crocea* (11), *Euphydryas aurinia* (10).

Le site CLAMO est le site avec le plus d'individus de *Cupido argiades* (77).

Les espèces à moins de 10 individus : *Melanargia galathea, Vanessa cardui, Melitaea phoebe, Pararge aegeria, Polyommatus icarus, Boloria selene, Brenthis daphne, Brintesia circe, Aphantopus hyperantus, Aglais io, Melitaea cinxia, Limenitis reducta, Lasiommata megera, Callophrys rubi, Hipparchia semele, Iphiclides podalirius, Lycaena tityrus, Leptidea sinapis, Zygaena trifolii, Boloria dia, Hipparchia statilinus, Thymelicus lineola, Carcharodus alceae, Lycaena dispar, Lycaena phlaeas, Aricia agestis, Argynnis paphia, Limenitis camilla, Aglais urticae, Papilio machaon*.

Les profils de diversité (Fig. 175–Fig. 176) résument la distribution des espèces entre elles par leurs proportions relatives. Le nombre d'espèces abondantes en individus peut être faible, le nombre d'espèces rares, y sont alors principalement visibles. Les espèces les plus abondantes correspondent à la queue de distribution de ces profils tracés en fonction du paramètre q.

Une analyse de la distribution des espèces abondantes est proposée en dissociant peu à peu les individus de chaque espèce dans l'ordre descendant de leurs dénombrements (de la plus grande à la plus faible). Ce profil va ainsi compléter le profil en nombre de Hill. La lecture est : 972 individus

rassemblent toutes les espèces, la première espèce en contient 191, la deuxième 179, etc etc. Le tracé donne les points 972, 972–191, 972–192–179 etc etc. jusqu'à la neuvième espèce (Fig. 175).

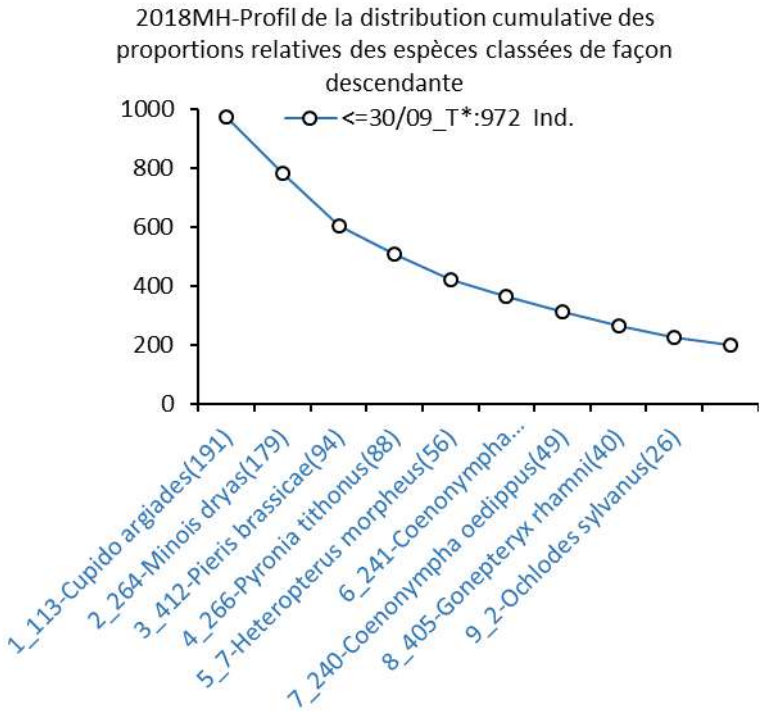


Fig. 175. Profil de la distribution cumulative de l'abondance des espèces classées de façon descendante pour les milieux humides.

La comparaison suivante des milieux secs MS et humides MH (Fig. 176) est une illustration dans le sens où les extrémités des 2 axes d'ordonnées sont liées au nombre d'individus différents tandis que les 2 axes d'abscisses ne sont qu'un incrément pour y lister les espèces. Sachant que le nombre d'espèces des milieux secs est de 73 et de 47 pour les milieux humides, la contraction de l'axe des x pour les milieux secs rapprocherait les 2 courbes.

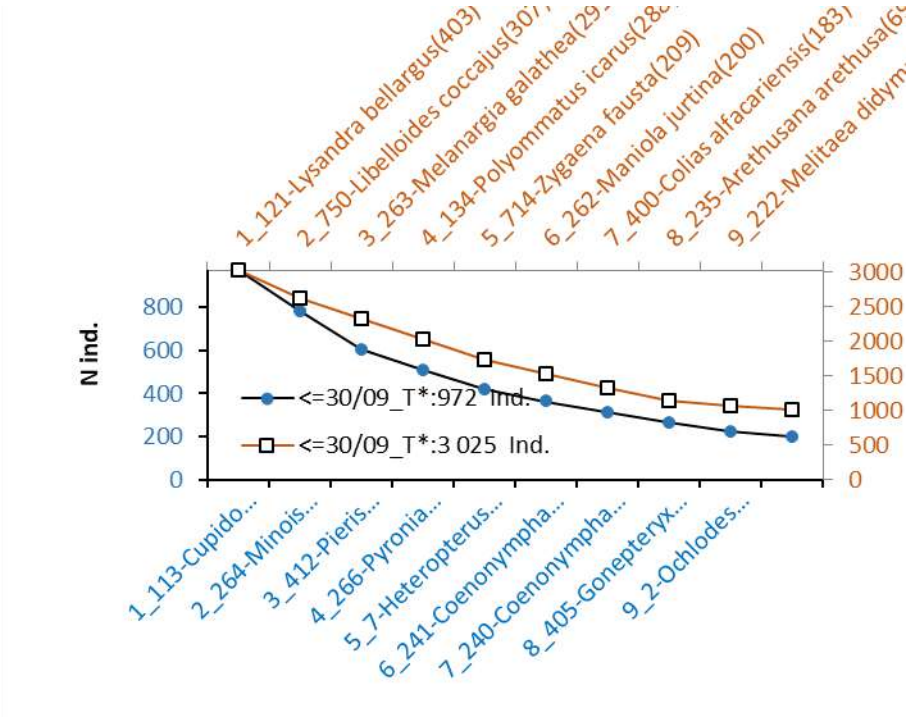


Fig. 176. Profils de la distribution cumulative de l'abondance des espèces classées de façon descendante pour les milieux secs (MS) et les milieux humides (MH), 2 ordonnées.

- Accumulation des individus dans le milieu

Le cumul de la plage des données des observations « A » en km et « T » en jours c'est-à-dire, à une « date » donnée « T », T étant le nombre de jours après le 1er mai, est réalisé sur l'ensemble des sites de landes humides et de pelouses calcicoles.

Pour les 15 sites de landes humides contenant de 1 à 7 transects, 35.4 km ont été parcourus en 177 jours depuis le 1er mai 2018. Pour les 23 sites de pelouses calcicoles, 25.1 km ont été parcourus en 251 jours depuis le 1er mai. A une date donnée, la longueur de parcours est réalisée en 10 minutes dans un transect de 200m de longueur pour les landes humides, de 100m de longueur pour les pelouses calcicoles sur 5m de largeur. Chaque transect est parcouru entre 3 à 7 fois dans l'année.

L'effort cumulé de longueur de parcours réalisé est linéaire dans le temps de mai à début septembre. Le coefficient de corrélation est de R^2=0.98 pour les pelouses calcicoles et de 0.99 pour les landes humides (Fig. 177).Pour le résumer, en fonction du nombre de jours « t » depuis le 1er mai, la longueur parcourue cumulée « L » jusqu'à début septembre en km est donnée par L=0.31 t -2.4pour les landes humides et par L = 0.208 t -0.28pour les pelouses calcicoles. Si l'effort cumulé est quasi linéaire, le nombre d'individus cumulé devient plutôt non linéaire indiquant que le nombre de degrés-jours met en place l'éveil de la nature de mai à septembre en quantité, principalement en juin et le nombre d'espèces découvertes tend rapidement vers une limite fin juin. La longueur parcourue ou un temps d'identification sur place est le paramètre le plus important pour découvrir les espèces.

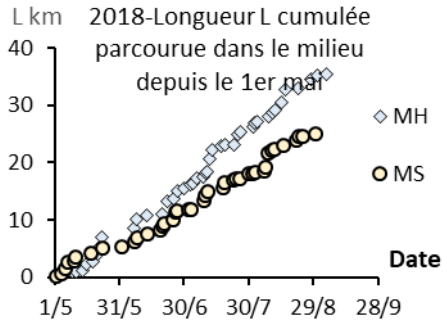


Fig. 177. Longueur L cumulée parcourue dans les milieux landes humides (MH) losange et des pelouses calcicoles (MS) cercles depuis le 1er mai 2018.

Le cumul de l'effort d'échantillonnage est linéaire dans le temps et les nombres d'individus cumulés des 2 courbes MH et MS sont indépendants. Elles présentent des points particuliers. Un retard initial du milieu MH par rapport au milieu MS est noté. Puis MS et MH présentent une discontinuité vers le 20 juin et le 11 juillet suggérant un temps de réponse plus rapide d'incubation des milieux secs MS (Fig. 178). Les milieux humides réagissent avec inertie début mai, et fin juin et présentent une abondance plus faible, la distance parcourue dans les milieux secs sont 30% inférieures à celle des milieux humides.

Le lissage du nombre d'individus en fonction de la surface observée et dans le temps est couplé. Seules les données de base de cumul sont mentionnées dans le graphique suivant. Le cumul est un cumul d'observations quasi journalier des milieux sur différents sites. Le cumul des sites est donc discontinu, effectué tous les mois ou 15 jours. Le cumul du milieu MH ou MS est continu dans le sens où les observations y sont quasi journalières (Fig. 178).

Le cumul de l'effort d'échantillonnage ci-dessus est linéaire dans le temps, le nombre d'individus cumulés ci-dessous présente une discontinuité début juin pour MS (Fig. 178, cercles) et pour rappel pour MH (carrés). MS présente une discontinuité nette vers le 20 juin et le 11 juillet suggérant un temps de réponse rapide des milieux secs MS. Il faut noter qu'une évolution de température de quelques degrés en juin et une vitesse de développement des individus proportionnelle à la température entre 15° et 30° qui accélère leurs évolutions physiologiques.

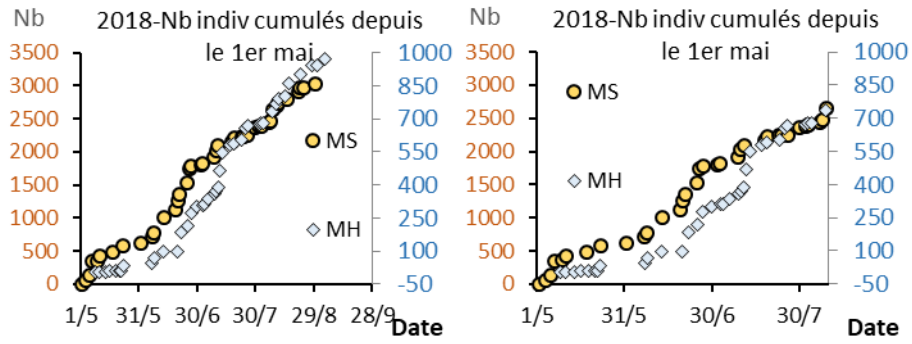


Fig. 178. Cumul du nombre d'individus en fonction du temps pour les milieux secs (MS) et les milieux humides (MH)

Le cumul des S espèces identifiées est fonction du cumul des N individus observés de la Fig. 179. La fonction de lissage proposée et qui résume S(N) est la forme de Weibull qui a une limite asymptotique C_s:

$$[2]\quad S(N) = C_S\left(1 - e^{-\left(\frac{N}{N_0}\right)^m}\right).$$

N_0 est un paramètre d'échelle lié au dénombrement. C_s est l'estimation du nombre total d'espèces du milieu, ici 55 pour MH. m est le paramètre de forme=0.65 pour MH : plus m est petit et plus les espèces sont difficiles à faire surgir en fonction du nombre d'individus observés, plus m est grand et plus les espèces sont faciles à obtenir. Une valeur de m=0.5 se retrouve dans la littérature (SEABY & HENDERSON, 2007) .

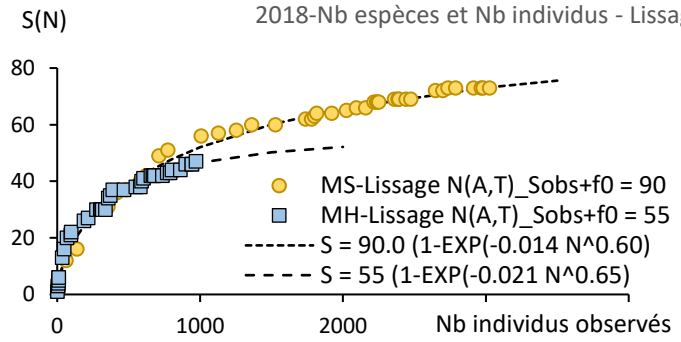


Fig. 179. Nombre d'individus de la fonction complète de lissage pour les suivis lépidoptères de pelouses calcicoles (MS) et de landes humides (MH).

Le cumul des espèces découvertes est effectué en fonction du nombre d'individus observés, sachant que l'effort sur le terrain est linéaire dans le temps pour les deux milieux, et que le cumul des individus est plutôt une courbe en « S ». Le nombre d'espèces total en fin d'observation est Sobs. L'estimation des espèces manquantes est donnée au mieux par la méthode de Chao ($f1^2/(2f2)$) ou bien par le Jackknife 2. Les deux méthodes ont été analysées par J.Béguinot qui en déduit une règle qui a été utilisée pour en déduire le nombre d'espèces manquantes dit « f0 ». Le lissage par une fonction de Weibull du nombre d'espèces en fonction du nombre d'individus est donc effectué avec un nombre d'espèces limites posé égal à Sobs+f0., soit 55MH et 90 MS avec Sobs=47 et 73 pour les milieux humides MH et secs MS.

Un paragraphe traite de l'extrapolation des espèces manquantes avec les données cumulées sur 3 années qui sont alors une base de données avec plus de 6332 individus pour MS et 1990 pour MH où se retrouvent les valeurs limites de 90 et 47.

- Profils de diversité spécifique estimés et lissage

Les nombres de Hill (HILL, 1973) Dq sont paramétrés par q et correspondent à une moyenne mathématique généralisée. Ils donnent accès à une courbe continue du nombre total d'espèces équivalentes Dq en fonction de q allant ainsi du nombre d'espèces total avec q=0 (très rares, rares etc. abondantes) à un nombre d'espèces ignorant peu à peu les espèces rares, et par exemple ne retenant que les espèces abondantes pour q>4. La valeur q infini correspond à la proportion traduite en nombre d'espèces de l'abondance de l'espèce observée avec le plus grand nombre d'individus.

Les profils de diversité sont réalisés ci-dessous sur l'ensemble des dénombrements des sites suivis (972 individus répartis dans 47 espèces de lépidoptères) (Fig. 180).

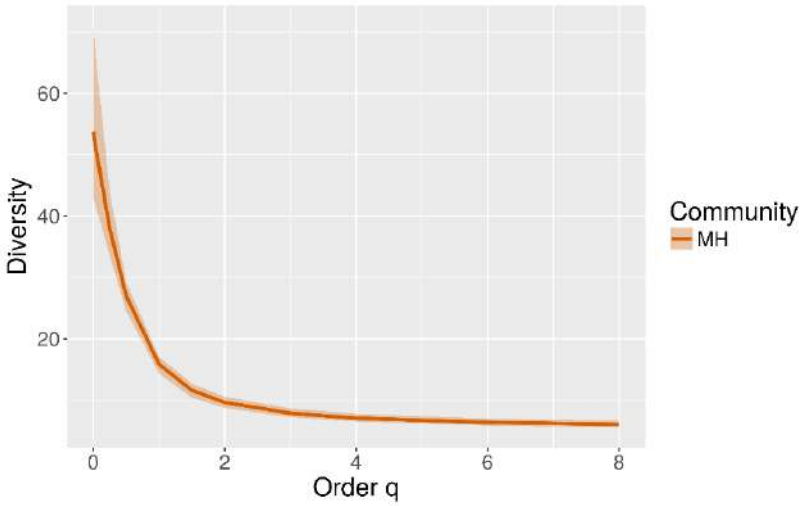


Fig. 180. Profils de diversité spécifique de l'ensemble des sites landes humides sur les bases de 964 individus répartis dans 47 espèces de lépidoptères et incertitudes estimées à 95% de confiance.

Le cumul des profils de diversité en fonction des dates mensuelles de relevé de 2017-2018 permet de montrer qu'à partir de juillet une majorité des espèces est déjà observée pour MH, fin juin pour MS. Sur la période juin-août les profils convergent (Fig. 83-Fig. 84).

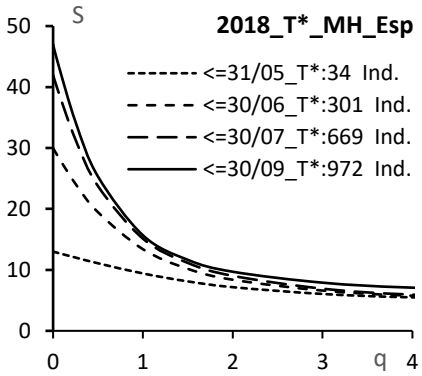


Fig. 181. Cumul des profils de diversité des espèces de lépidoptères de landes humides à partir du 1er mai 2018.

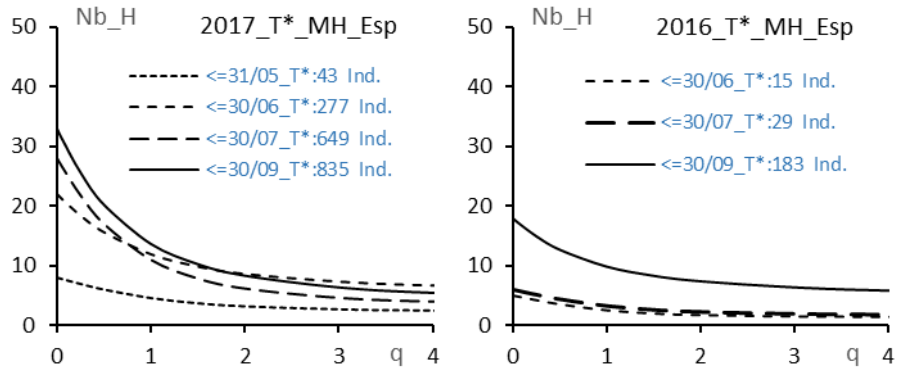


Fig. 182. Cumul des profils de diversité des espèces de lépidoptères de landes humides à partir du 1er mai 2017 et 1er juin 2016.

Dans la littérature, il est indiqué qu'il peut être aussi pertinent d'étudier les profils de diversité au niveau du Genre et de la Famille. Les résultats des profils des genres montrent un maximum de genres observés à partir de juillet et pour les familles à partir de juin. Au cours du temps, l'ensemble des familles est observé plus rapidement que les genres et que les espèces (Fig. 183–Fig. 186).

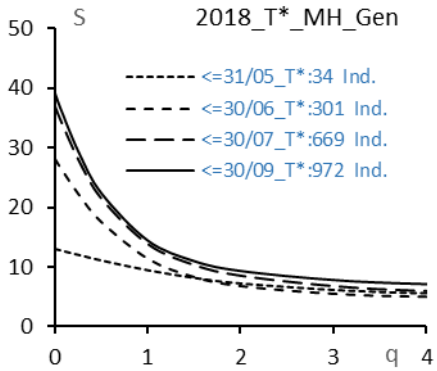


Fig. 183. Cumul des profils de diversité des genres de lépidoptères de landes humides à partir du 1er mai 2018.

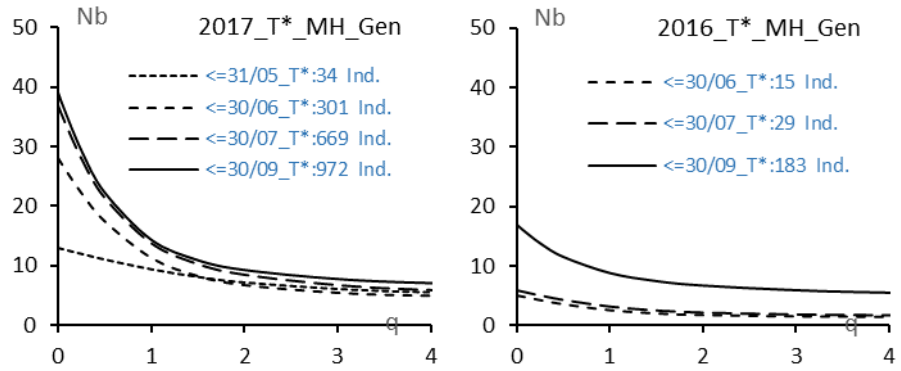


Fig. 184. Cumul des profils de diversité des genres de lépidoptères de landes humides à partir du 1er mai 2017 et 2016.

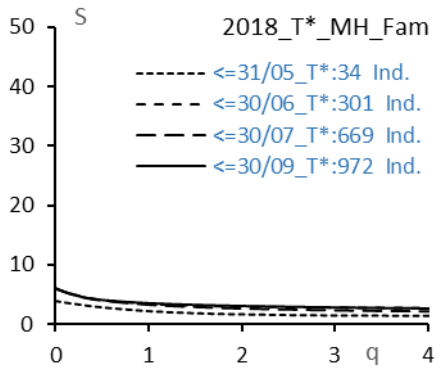


Fig. 185. Cumul des profils de diversité des familles de lépidoptères de landes humides à partir du 1er mai 2018.

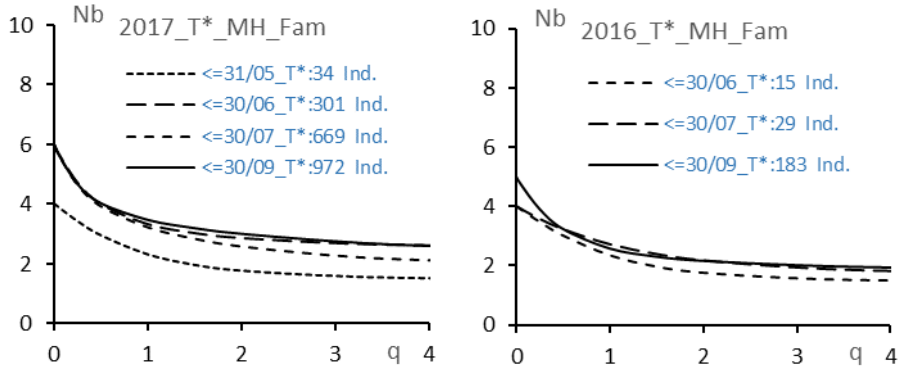


Fig. 186. Cumul des profils de diversité des familles de lépidoptères de landes humides à partir du 1er mai 2017 et 2016.

Pour comparer localement et par interpolation seulement les relations entre les données nombre d'espèces « S » et de genres « G », la figure suivante Fig. 89 et le Tab. XXIX, pour les milieux MH et MS, reprennent les données de fin mai à début septembre des nombres d'espèces observées et en retiennent le nombre d'espèces maximum observées fin août, soit Smax, puis le nombre de genres Gmax maximum de genres inclus dans ces espèces fin août, soit Gmax. Puis la relation espèces-genres utilisant la forme puissance suivante et l'exposant classiquement utilisé dans la littérature de « 0.61 » est $G=(Gmax/Smax^{0.61})*(S^{0.61})$. Cette relation générale de la littérature est retrouvée dans ce cas particulier.

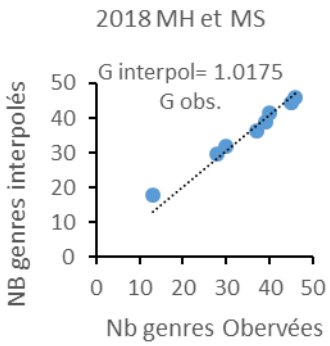


Fig. 187. Nombre de genres interpolés en fonction du nombre de genres observés.

Tab. LIII. Calcul du nombre de genres en fonction du cumul du nombre d'espèces observées.

Cumul de 1er mai à :	Nb Esp. Observées	G=(Gmax/Smax^0.61)*S^0.61
MH-Fin mai	13	17.8
MH Fin juin	28	29.7
MH fin juillet	37	36.4
MH fin août	39	39.0
MS-Fin mai	30	31.9
MS Fin juin	40	41.6
MS fin juillet	45	44.4
MS fin août	46	46.0

Le cumul des trois années 2016+2017+2018 identifie en tout 55 espèces parmi les 1990 individus.

La courbe de cumul de chacune des années à la fin août conduit à découvrir pour chaque année (2016, 2017, 2018) 35, 49 et 54 espèces comme vu précédemment. Les 3 courbes des années sont regroupées à gauche ci-dessous (Fig. 188). En comparaison, le cumul des espèces des 3 années 2016-2017-2018 pour les milieux humides est tracé à la fin mai, fin juin, fin juillet et fin août.

Les profils indépendants des années 2017 et 2018 avec 845 et 972 individus sont proches, celui de 2016 est réalisé partiellement sur 183 individus. Pour les milieux humides, basé sur les résultats du graphique de gauche, l'effort d'échantillonnage jusqu'à 972 individus est nécessaire pour obtenir le profil de diversité du milieu (Fig. 188). Basé sur le graphique de droite (Fig. 188), toutes les espèces sont potentiellement présentes et observables à la fin mai mais avec un effort d'échantillonnage de grande durée sur le terrain, ce qui introduirait un biais. L'arrêt des observations en août ne pose pas de problème pour ce milieu.

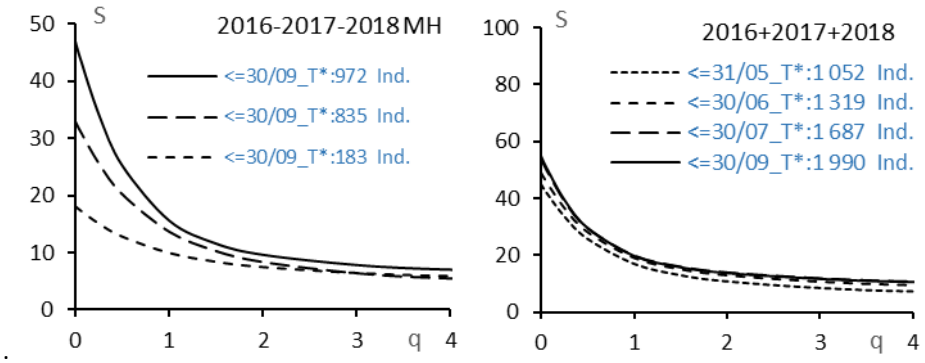


Fig. 188. Cumul des profils de diversité des espèces de lépidoptères de landes humides de 2016 à 2018.

La comparaison ci-dessous entre les profils de diversité spécifique en fonction de q des landes humides (964 individus, 47 espèces, MH pour milieu humide en rose et rouge) et des pelouses calcicoles (2980 individus, 73 espèces, MS pour milieu sec en bleu) montrent que ces deux profils ne se croisent pas. Les deux types d'habitat sont bien différents, même en prenant en compte les incertitudes (courbes significativement différentes avec les incertitudes boostrap). La diversité spécifique est plus faible en landes humides. Le profil de diversité estimé selon le milieu naturel permet ainsi de visualiser l'effet du nombre d'individus sur les résultats et la fragilité visuellement du milieu humide avec un profil plus faible par rapport au milieu sec (Fig. 82, Tab. LIV).

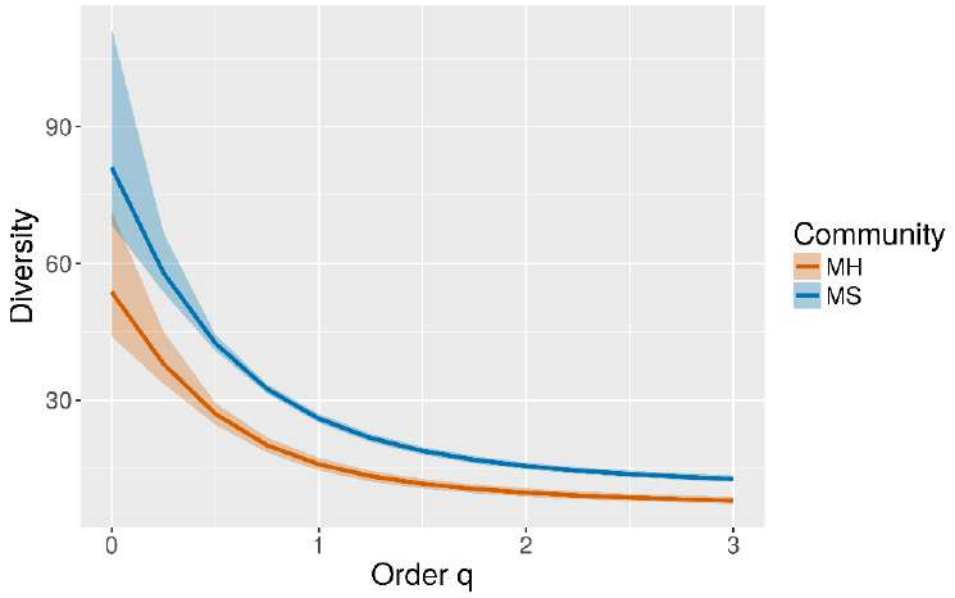


Fig. 189. Profils de diversité spécifique de l'ensemble des sites de pelouses calcicoles (MS) et landes humides (MH) sur les bases de 2980 et 964 individus identifiés, et incertitudes estimées à 95% de confiance.

Tab. LIV. Indices de biodiversité des lépidoptères en fonction des sites d'étude.

MH= Milieu humide, MS= Milieu sec

Milieu	q=0	q=0.05	q=0.25	q=0.5	q=1	q=1.5	q=2	q=3	q=4	q=6	q=8
MH	53.7±7.63	50.1±6.46	37.9±3.11	26.9±1.29	15.8±0.71	11.5±0.59	9.64±0.51	7.87±0.43	7.08±0.39	6.37±0.34	6.06±0.32
MS	81.0±6.82	75.7±5.64	57.9±2.61	42.4±1.16	25.8±0.65	18.7±0.51	15.4±0.43	12.6±0.36	11.4±0.35	10.2±0.38	9.62±0.41

Les profils de diversité estimés par site montrent certains profils avec des incertitudes plus importantes pour les landes humides que pour les pelouses calcicoles. Dans le cas d'un trop faible nombre d'individus, comme pour les sites TDAUG et ESTIR, les incertitudes ne sont pas calculables. Les profils le seraient, mais le iNEXT logiciel ne le propose pas (Fig. 190–Fig. 191).

Les indices de biodiversité varient dans les intervalles suivants (Tab. LV):

- Indices de biodiversité les plus importants de q=0 à q=4 pour le site POUCH (37.94 à 7.74) cependant ce résultats n'est pas statistiquement valable avec un intervalle de confiance ± 19.29,
- Indices de q=0 (nombre d'espèces très rares, rares, communes, nombreuses) les plus forts pour les sites CLAMO (33.00), AEROD (25.06), EBISC (24.29), FLOTT (23.80),
- Indices de q=1 (Shannon–Wiener excepté espèces très rares) les plus forts pour les mêmes sites que q=0 excepté CLAMO qui a un indice de Shannon faible de 6.22,
- Indices de q=2 (Simpson excepté espèces rares) les plus forts pour les mêmes sites que q=1 avec les sites MAOUC (5.67) et ELLOR (7.04),
- Indice de q=8 (q infini Berger–Parker espèce dominante) les plus forts pour les sites ELLOR (4.68), MAOUC (4.82), AEROD (5.93), FLOTT (7.67).

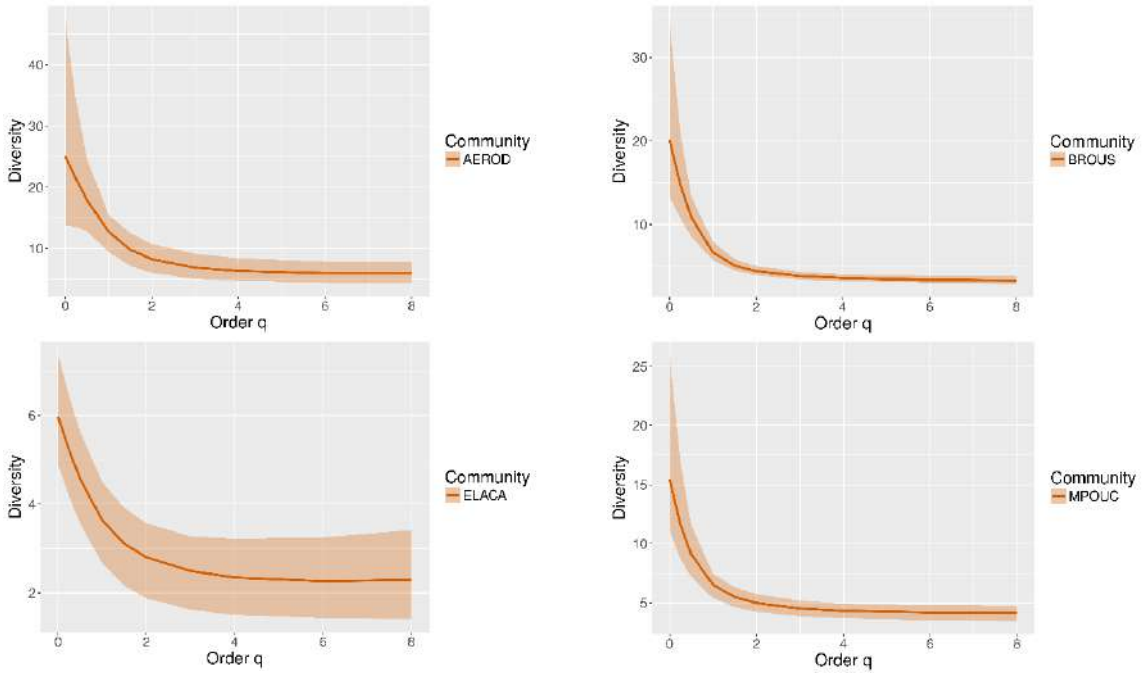


Fig. 190. Profils de diversité spécifique des sites des landes humides et incertitudes estimées pour les sites AEROD, BROUS ELACA, MPOUC.

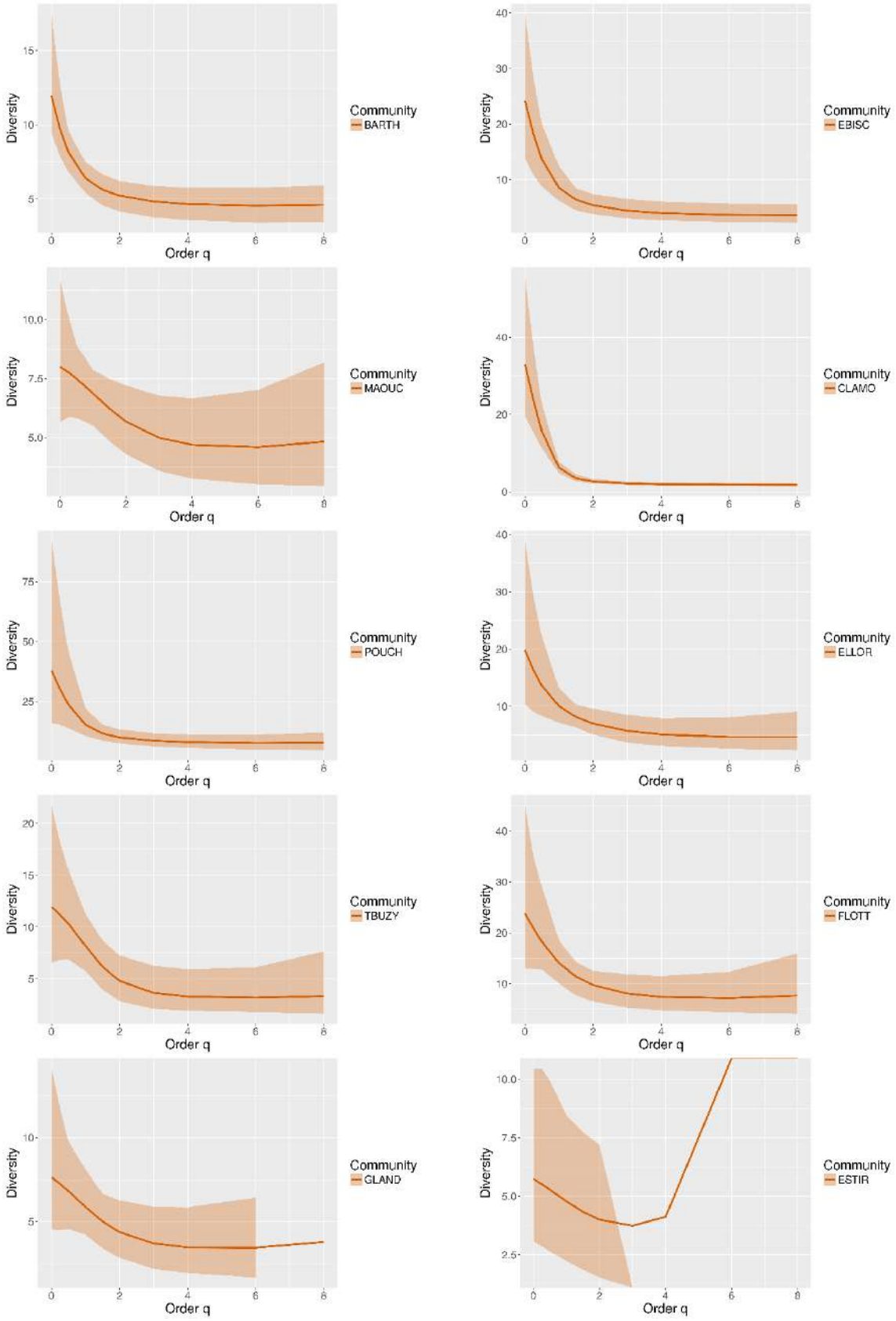


Fig. 191. Profils de diversité spécifique des sites des landes humides et incertitudes estimées pour les sites POUCH, BARTH, EBISC, MAOUC, CLAMO, ELLOR, TBUZY, FLOTT, GLAND, ESTIR.

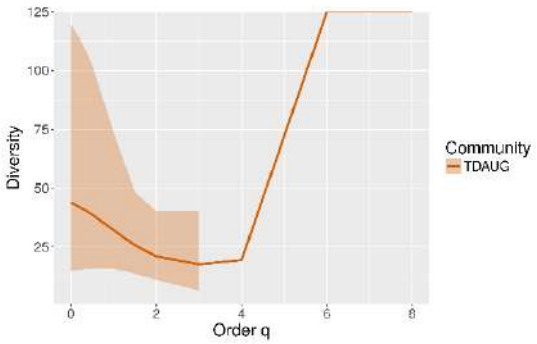


Fig. 192. Profils de diversité spécifique des sites des landes humides et incertitudes estimées pour les sites TDAUG.

Tab. LV. Indices de biodiversité des lépidoptères en fonction des sites d'étude.

Site	q=0	q=0.05	q=0.25	q=0.5	q=1	q=1.5	q=2	q=3	q=4	q=6	q=8
MPOUC	15.4±3.97	14.5±3.55	11.6±2.19	9.08±1.18	6.51±0.56	5.47±0.46	4.97±0.42	4.51±0.39	4.31±0.37	4.17±0.38	4.14±0.40
BROUS	20.1±6.31	18.9±5.51	14.8±3.00	10.8±1.37	6.67±0.59	5.08±0.40	4.40±0.33	3.83±0.27	3.58±0.25	3.36±0.24	3.27±0.24
ELACA	5.96±0.71	5.80±0.68	5.20±0.59	4.55±0.52	3.62±0.48	3.10±0.49	2.8±0.50	2.48±0.51	2.34±0.51	2.26±0.53	2.29±0.59
AEROD	25.0±10.0	24.2±9.21	21.3±6.22	17.8±3.60	12.7±1.70	9.80±1.34	8.25±1.18	6.86±1.04	6.31±1.00	5.94±0.99	5.93±1.04
POUCH	37.9±19.2	36.3±17.9	30.2±13.0	23.7±7.96	15.3±2.91	11.6±1.77	10±1.53	8.64±1.47	8.05±1.52	7.63±1.68	7.74±1.98
EBISC	24.2±10.5	22.9±9.80	18.2±7.11	13.6±4.38	8.53±1.79	6.42±1.19	5.41±1.02	4.44±0.93	4.00±0.89	3.67±0.89	3.61±0.93
ESTIR	5.75±2.14	5.70±2.12	5.52±2.06	5.27±1.99	4.78±1.88	4.33±1.90	4±2.13	3.74±NA	4.12±NA	Inf.±NA	Inf.±NA
BARTH	11.9±2.03	11.4±1.85	9.73±1.27	8.14±0.82	6.40±0.55	5.62±0.55	5.23±0.57	4.83±0.59	4.65±0.61	4.55±0.65	4.61±0.70
MAOUC	8±1.77	7.95±1.65	7.77±1.23	7.50±0.87	6.87±0.71	6.22±0.79	5.67±0.85	4.98±0.90	4.69±0.94	4.59±1.08	4.82±1.37
CLAMO	33.0±10.3	31.1±9.42	23.7±5.96	15.5±2.90	6.22±0.86	3.46±0.49	2.63±0.34	2.13±0.22	1.96±0.19	1.85±0.16	1.81±0.15
TBUZY	11.9±4.46	11.7±4.25	11.1±3.44	10.3±2.58	8.17±1.69	6.16±1.45	4.80±1.34	3.63±1.18	3.28±1.10	3.17±1.15	3.32±1.53
ELLOR	19.8±7.52	19.0±7.03	16.3±5.20	13.6±3.40	10.0±1.66	8.17±1.25	7.04±1.20	5.75±1.28	5.11±1.35	4.68±1.49	4.68±1.74
FLOTT	23.8±8.82	23.2±8.30	20.8±6.31	18.2±4.25	14.0±2.22	11.4±1.80	9.76±1.72	8.08±1.72	7.40±1.78	7.18±2.10	7.67±3.02
GLAND	7.63±2.67	7.56±2.54	7.24±2.07	6.81±1.58	5.86±1.10	5.00±1.02	4.36±1.02	3.69±1.03	3.45±1.08	3.43±1.42	3.77±NA
TDAUG	43.8±30.9	43.4±30.4	41.4±28.2	38.6±24.8	32.0±15.9	25.6±9.24	21±7.71	17.5±9.86	19.4±NA	Inf.±NA	Inf.±NA

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des paramètres pour chaque site et les corrélations les plus fortes entre ces sites (Fig. 94). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Spearman. Une première analyse entre les variables montre une multicolinéarité entre certaines variables. Les variables supprimées sont les suivantes : q=0.05 pour le test de multicolinéarité et les indices de q=6 et q=8 non calculés pour TDAUG et ESTIR. La matrice de corrélation (Indice de Spearman, $p<0.05$) et le test de sphéricité de Bartlett ($X^2_{ddl=35} = 384.997$, $p<0.0001$) indiquent qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative. L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 8 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1 et F2 (F1 : valeur propre=6.500, variabilité=81.250% ; F2 : valeur propre=1.247, variabilité=15.592%).

Sur le graphique de l'ACP (Fig. 94), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Toutes les variables de q sont représentées sur l'axe 1 ($\cos^2 \geq 0{,}673$, contribution de 10.347 à 14.369%).

Sur l'axe 1, les sites peuvent être classés selon les valeurs des paramètres des indices de biodiversité des plus faibles au plus fortes de la manière suivante ($\cos^2 \geq 0{,}573$) (Fig. 94):

- 1er groupe : ELACA, GLAND, MAOUC, BARTH, TBUZY, MPOUC, BROUS correspondant à un ensemble d'indices de diversité se rapprochant (Fig. 94),
    - Sous-groupe CLAMO, EBISC
- 2ème groupe : POUCH, AEROD, FLOTT correspondant aux indices de diversité les plus forts (Fig. 94).

Le site ELLOR est mal représenté dans cette analyse. Les sites ESTIR, TDAUG sont écartés de l'interprétation. ESTIR et TAUG ne permettent pas d'avoir un profil valide par le logiciel iNEXT.

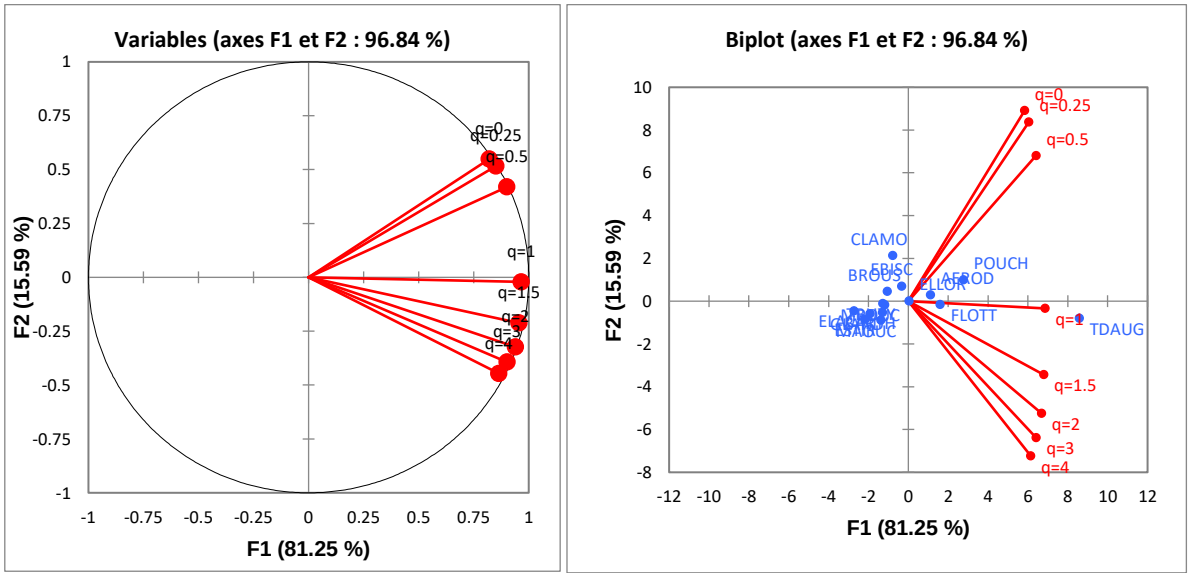


Fig. 193. Projection des variables des paramètres q sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

Le profil de diversité est une courbe non manipulable sur l'ensemble de ses données de tracé (40 valeurs de proportions relatives). Elle agrège visuellement les données discontinues. L'analyse sur les indices de biodiversité précédente reste sommaire et ne permet pas de comparer toutes les informations du profil liées à la forme des courbes des profils de diversité. Pour compléter l'analyse statistique sur les paramètres q, il s'agit de résumer chacune de ces courbes par un minimum de paramètres permettant de prendre en compte leur forme. Ces paramètres représenteront alors l'ensemble de la courbe et chacun d'eux la décrit de façon approchée et hiérarchique : les deux premiers paramètres résument la courbe par une borne haute et basse, le troisième lisse la forme générale au niveau des espèces rares, le quatrième affine la courbe pour les espèces communes, le cinquième les espèces nombreuses. La queue de distribution est alors obtenue en pratique sans problème jusqu'à q=8 en pratique. Dans la littérature la queue de distribution s'arrête à q=4. Une méthode analytique qui évite les problèmes de stabilité d'un solveur en non linéaire, conduit à identifier les paramètres suivants avec une fonction d'une forme Weibull modifiée (Notations : D_0:

nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante ; D_{inf}, β ou q_0 : lié principalement aux espèces rares q=1 ; m_0 : lié principalement aux espèces communes ; q=2, m_∞ et b : liés aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit q=4 ; b : q=infini, ce terme a peu d'influence en pratique).

Ces 4 paramètres « β, m_0, m_∞, b » auxquels il faut ajouter 2 données, le nombre d'espèces observées D_0 et la proportion relative de l'espèce la plus abondante, résument les profils des données de comptage des espèces. L'analyse de la qualité de la corrélation entre les valeurs du profil de diversité des mesures et la formulation de lissage est donnée ci-dessous pour 0<q<8, sachant que la valeur limite de q en pratique est de 4. Le lissage des courbes est statistiquement représentatif (R^2=0,999). Les paramètres varient selon les sites pour D_0 de 4 à 21, D_{inf} de 1.649 à 4.574, β=beta_q1 de 0.240 à 1.638, m_0 de 0.975 à 1.089, m_{inf} de 0.478 à 0.826, b de 0.031 à 0.714 (Tab. LVI). Pour illustrer la qualité du lissage, le calcul des valeurs lissées et les valeurs calculées à partir des proportions d'abondance, doit donner une valeur de la pente « A » de lissage qui devrait être proche de 1 et la valeur de B de zéro.

Tab. LVI. Paramètres des profils de diversité spécifique des sites de landes humides.

D_0 : nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante D_{inf}, β ou beta_q1 : lié principalement aux espèces rares q=1, m_0 : lié principalement aux espèces communes q=2, m_{inf} : lié aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit q=4, b : q=infini.

Nom_Court	D_0	D_{inf}	beta_q1	m_0	m_{inf}	b
TBUZY	10.000	2.250	0.613	1.089	0.667	0.031
ELLOR	12.000	3.206	0.534	1.007	0.782	0.114
CLAMO	21.000	1.649	1.638	1.125	0.541	0.353
BARTH	9.000	3.514	0.813	0.975	0.562	0.714
ESTIR	4.000	2.031	0.368	1.031	0.813	0.031
MAOUC	8.000	2.990	0.453	1.036	0.767	0.031
EBISC	12.000	2.733	0.749	1.020	0.681	0.330
BROUS	16.000	2.770	1.304	1.033	0.478	0.663
POUCH	18.000	4.574	0.698	1.018	0.620	0.541
AEROD	19.000	4.194	0.774	1.034	0.638	0.279
ELACA	5.000	1.813	0.772	0.994	0.650	0.534
MPOUC	11.000	3.411	1.057	0.987	0.509	0.653
FLOTT	15.000	4.182	0.495	1.029	0.763	0.031
GLAND	7.000	2.300	0.565	1.040	0.748	0.031
TDAUG	15.000	5.500	0.240	1.061	0.826	0.031

Comme pour les indices classiques de biodiversité, l'analyse en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des paramètres pour chaque site et les corrélations les plus fortes entre ces sites (Tab. LVI). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Pearson. La matrice de corrélation (Indice de Spearman, p<0.05) et le test de sphéricité de Bartlett ($X^2_{ddl=20}$ =93.248, p<0.0001) indiquent qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative. Les données sont toutes factorisables. L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 6 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les trois premiers axes F1, F2, F3 (F1 : valeur propre=3.053, variabilité= 50.882% ; F2 : valeur propre=1.380, variabilité=22.993%, F3 : valeur propre=1.285, variabilité=21.418%).

Sur les graphiques de l'ACP (Fig. 95, Fig. 195), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Les variables beta_q1, minf, b sont représentées sur l'axe 1 (contribution de 29.119%, 29.486%, 29.506% respectivement) et D0, Dinf sont représentés sur l'axe 2 (contribution de 49.124%, 41.566% respectivement) et m0 sur l'axe 3 (contribution de 52.665).

La Classification Ascendante Hiérarchique est utilisée sur les mesures de similarité des données des paramètres entre les sites par le Coefficient de corrélation de Spearman (similarité dans l'intervalle [−1 ; +1]). Elle permet de construire des dendrogrammes, avec lesquels sont formées des classes de similarité des profils de diversité.

Les profils ont une similarité globale de (ρ = 0.8233). D'après l'analyse CAH, les groupes de similarité des sites sont les suivants associés aux facteurs de similarité de l'ACP (Fig. 95–Fig. 96):

- 1er groupe (ρ = 0.924):
  - Sous-groupe 1.1 (facteur positif de minf lié aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit q=4): TDAUG, GLAND, FLOTT, MAOUC, ESTIR, TBUZY, ELLOR
  - Sous-groupe 1.2 (facteurs négatifs de D_0 nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante et D_{inf} lié principalement aux espèces rares q=1): ELACA, AEROD, EBISC, POUCH
- 2ème groupe (ρ = 0.943) (facteur positif de beta_q1, b lié principalement aux espèces rares q=1):
  - Sous-groupe 2.1 : BARTH
  - Sous-Groupe 2.2: CLAMO, BROUS, MPOUC

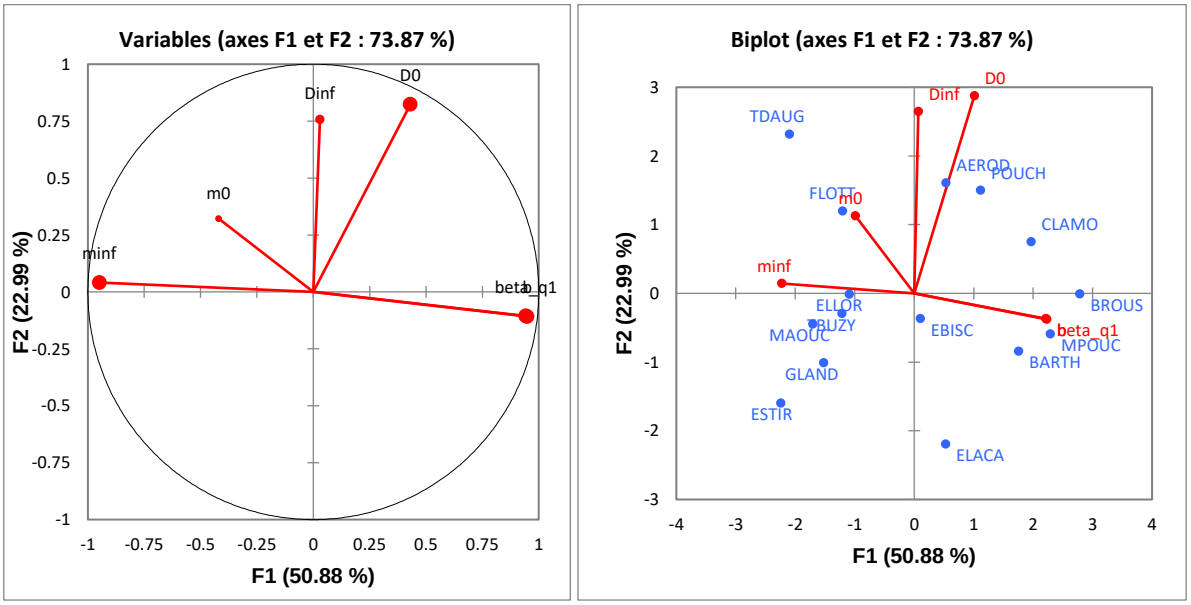


Fig. 194. Projection des variables sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

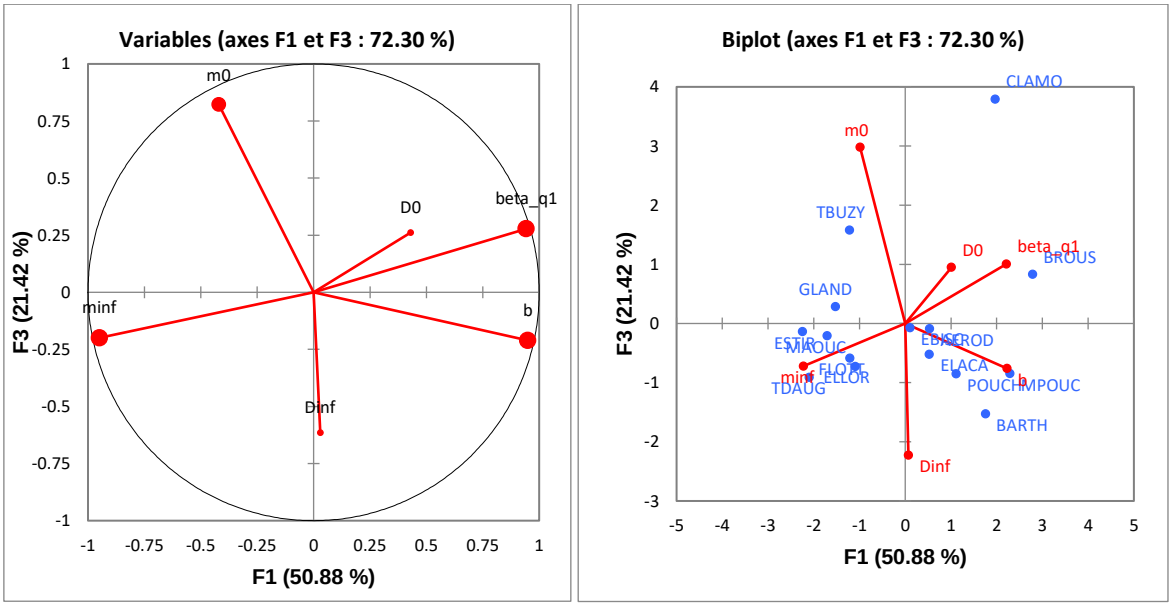


Fig. 195. Projection des variables sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

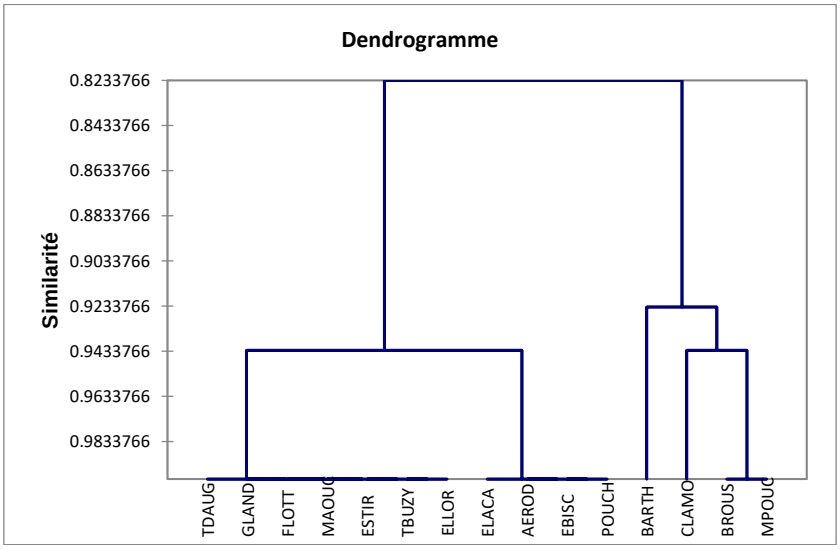


Fig. 196. Classification à ascendante hiérarchique.

- Interpolation et extrapolation

La courbe de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus est tracée pour illustration pour q=0, il s'agit du nombre total d'espèces des landes humides. Des tracés identiques en nombres d'espèces s'effectuent pour des valeurs de q comprises entre 0 et 4 en pratique.

Les données de biodiversité en Fig. 197–Fig. 213 montrent : le point d'observation, le trait continu l'interpolation et le trait en pointillés l'extrapolation. Pour un nombre d'espèces observées du cumul des sites de landes humides, l'extrapolation par bootstrap(50) q=0 indique que pour un nombre d'individus double observé le nombre d'espèces estimé par extrapolation serait de 53.72 [39.62–67.81] proche du nombre observé d'espèces 47 [42.27–51.73] pour 964 individus (Fig. 197).

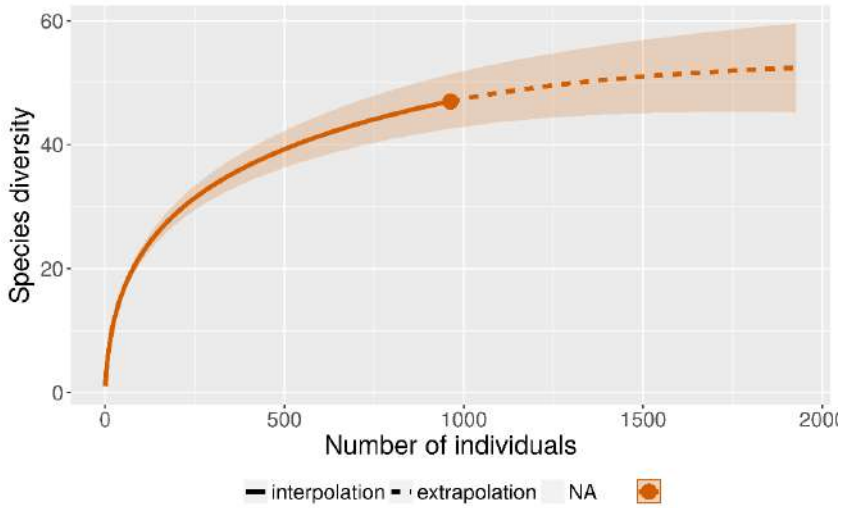


Fig. 197. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des landes humides.

La comparaison du nombre d'espèces identifiées en fonction du nombre d'individus observés des landes humides et des pelouses calcicoles montre que ces deux tracés sont différenciés et place le point d'observation pour visualiser l'effort de dénombrement. Les deux types d'habitat sont bien différents, même en prenant en compte les incertitudes. La diversité spécifique est plus faible en landes humides (Fig. 198).

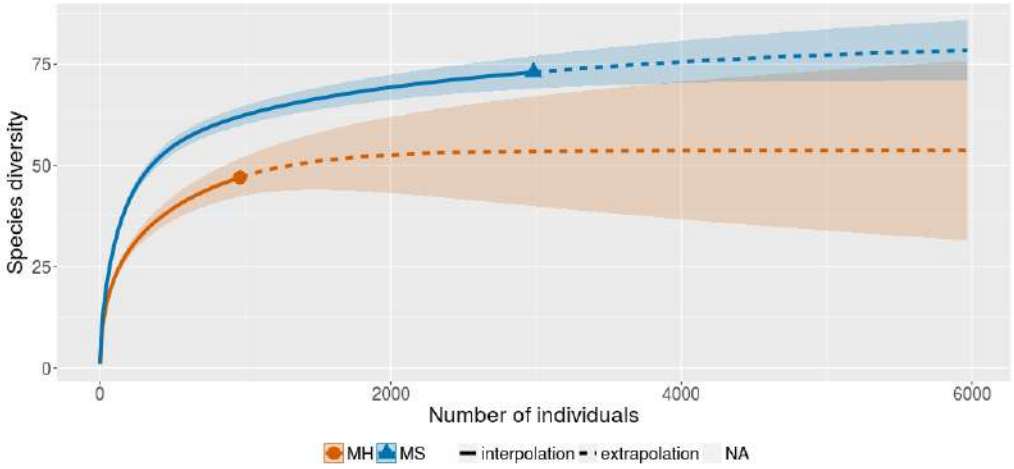


Fig. 198. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus (jusqu'à 6000) des landes humides et des pelouses calcicoles.

Pour q=0, l'extrapolation de la diversité spécifique des sites est réalisée à 10000 individus. Une extrapolation est limitée à 2 à 3 fois le nombre d'individus et le nombre d'individus minimal est de l'ordre de 50. Les sites ont pour but d'être agrégés pour caractériser le milieu. Un taux de couverture suffisant pour chacun d'eux est souhaitable pour équilibrer leur rôle dans le bilan final au niveau de la région. Pour un taux de couverture de 100%, les résultats d'extrapolation sont les suivants (valeurs de la diversité spécifique observée à la diversité spécifique interpolée de la plus petite valeur à la plus grande) (Fig. 199–Fig. 213) :

- ELACA de 5 à 5.97

- GLAND de 7 à 7.64
- MAOUC de 8 à 8
- TBUZY de 10 à 11.93
- BARTH de 9 à 11.96
- MPOUC de 11 à 15.46
- ELLOR de 12 à 19.84
- BROUS de 16 à 20.14
- FLOTT de 15 à 23.8
- EBISC de 12 à 24.29
- AEROD de 19 à 25.05
- POUCH 18 à 25.23
- CLAMO de 21 à 33.01

La diversité spécifique extrapolée montre un indice plus fort pour les sites POUCH, CLAMO, AEROD, EBISC, FLOTT.

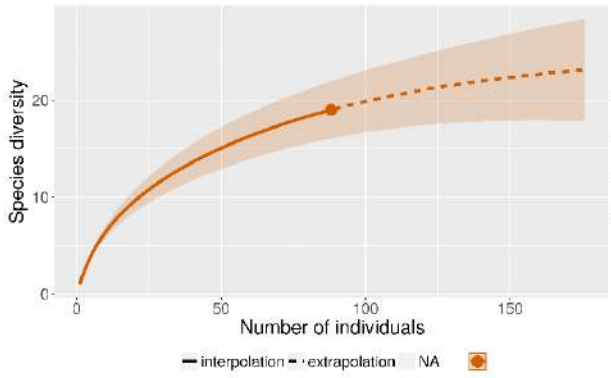


Fig. 199. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site AEROD.

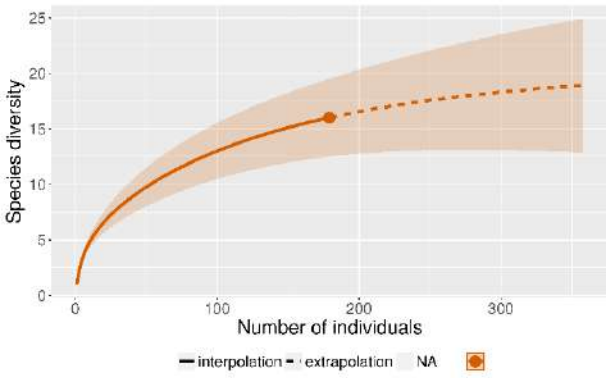


Fig. 200. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site BROUS.

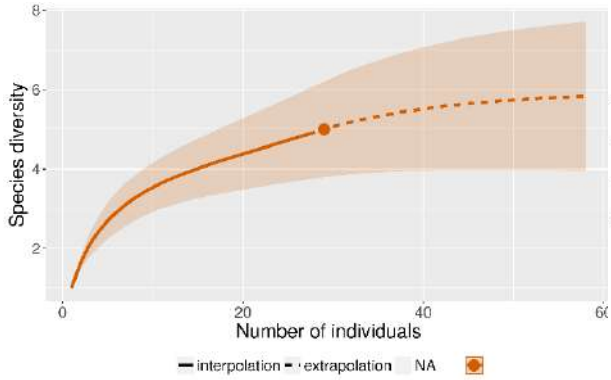


Fig. 201. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site ELACA.

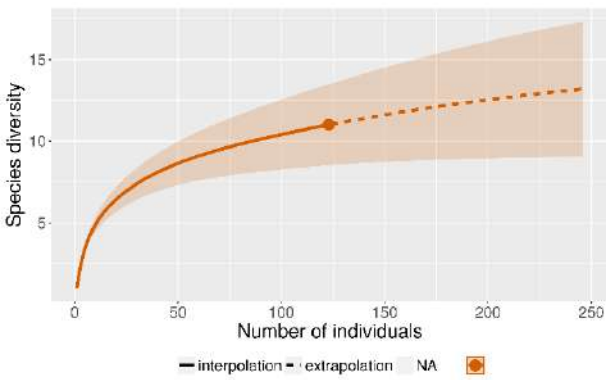


Fig. 202. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site MPOUC.

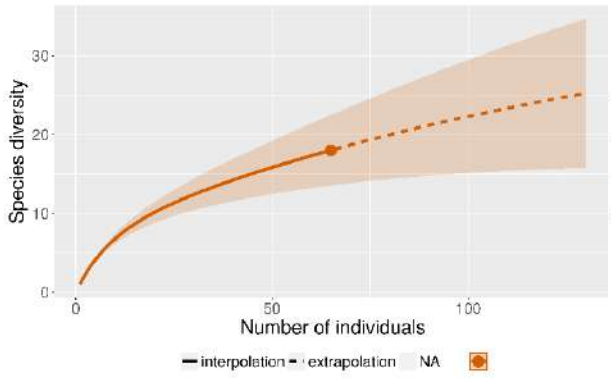


Fig. 203. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site POUCH.

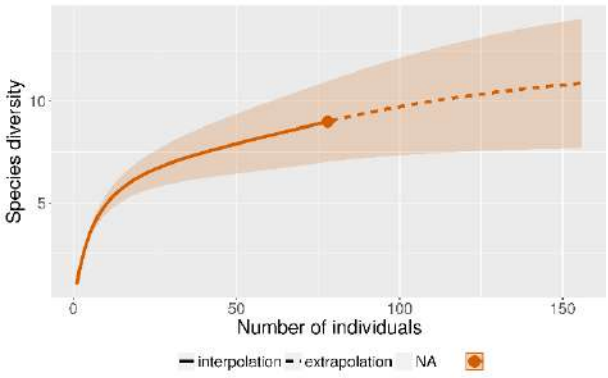


Fig. 204. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site BARTH.

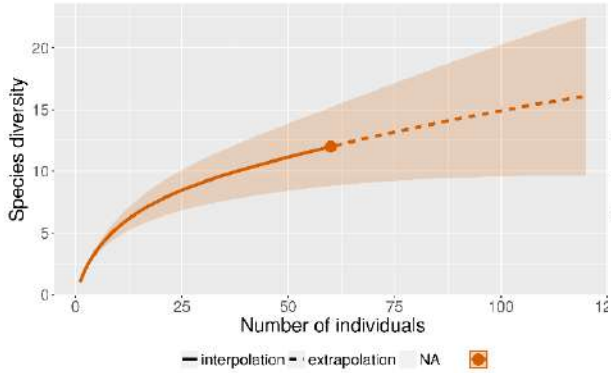


Fig. 205. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site EBISC.

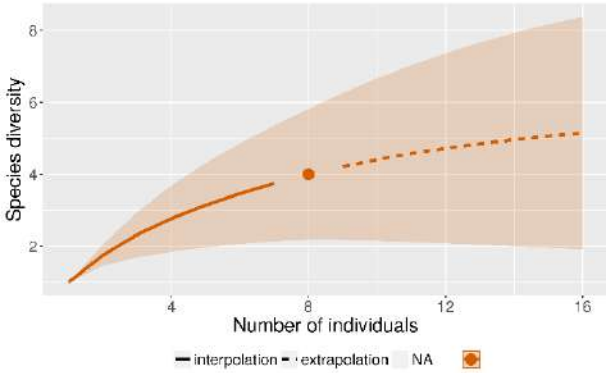


Fig. 206. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site ESTIR Nb individus <30.

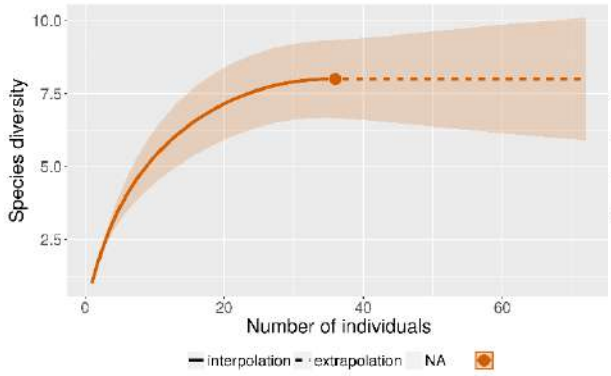


Fig. 207. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site MAOUC.

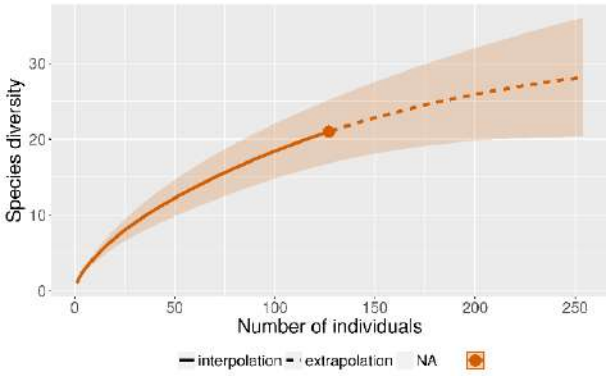


Fig. 208. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site CLAMO.

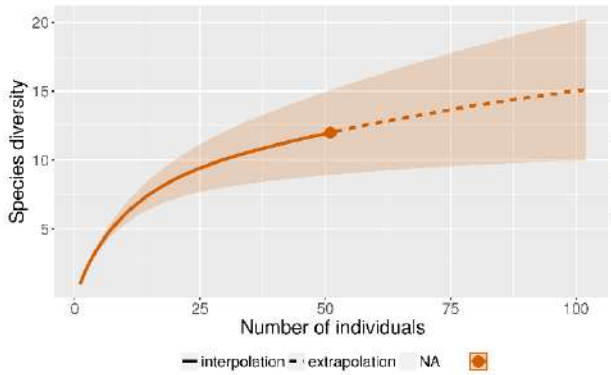


Fig. 209. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site ELLOR.

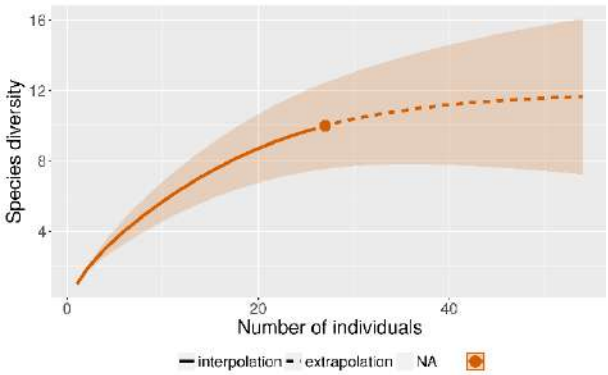


Fig. 210. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site TBUZY.

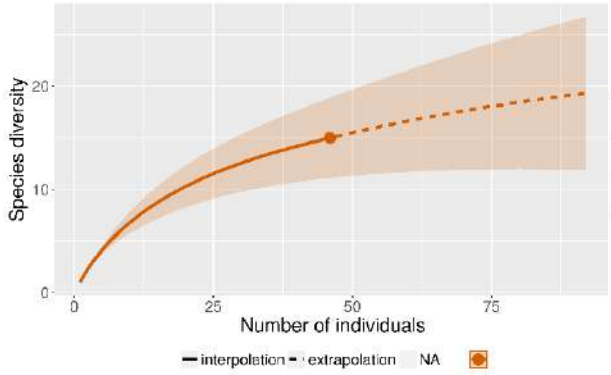


Fig. 211. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site FLOTT.

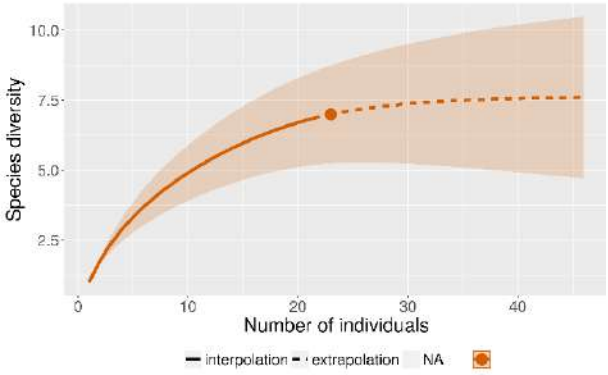


Fig. 212. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site GLAND.

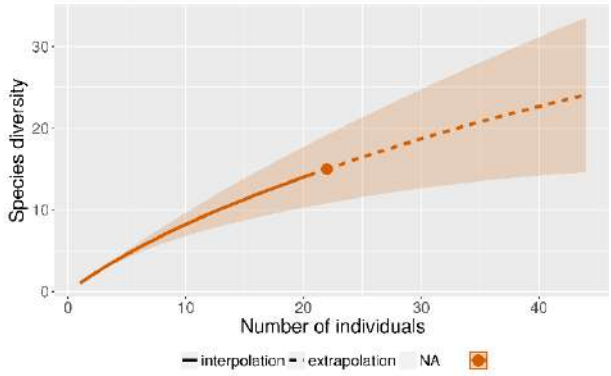


Fig. 213. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus du site TDAUG.

- Comparaison extrapolation landes humides et pelouses calcicoles

Les données des suivis de lépidoptères de landes humides et de pelouses calcicoles sont comparées année par année, de 2016 à 2018.

Les tableaux Tab. LVII et Tab. LVIII présentent en Colonne 1 l'année de dénombrement, en Colonne 2 le taux de couverture « 2-Couv », en Colonne 3 et 4 le nombre d'individus observés « 3-Nind » et le nombre d'espèces identifiées « S obs » observées, en Colonne 5 une estimation du nombre d'espèces manquantes « f_0 » déduit des observations, de f_1 et f_2, en utilisant au mieux soit les formulations de Chao ou Jacknnife 2 selon J.Béguinot, en Colonnes 6 et 7, une estimation du nombre d'espèces qui serait trouvé si le nombre d'individus de l'année avait été double, formulations de A.Chao en 6 et celle de J.Béguinot en 7. La colonne 8 donne une estimation asymptotique du nombre d'espèces dans le milieu avec les données de l'année, soit Sobs+F_0.

Tab. LVII. Extrapolation des données de suivis des lépidoptères des landes humides.

1-MH	2-Couv	3-Nind	4-S obs	5-f0	6-Chao	7_Bégui	8-S+f0
2018	98.9%	972	47	14.0	58.1	60.2	61.0
2017	99.5%	835	33	6.0	37.4	38.2	39.0
2016	97.3%	183	18	8.0	23.7	24.3	26.0

Tab. LVIII. Extrapolation des données de suivis des lépidoptères des pelouses sèches.

1-MS	2-Couv	3-N ind.	4-S obs	5-f0	6-S_Chao	7-S_Bégui	8-S+f0
2018	99.8%	3025	73	9.0	80.1	81.5	82.0
2017	99.6%	2796	69	19.0	82.0	81.6	88.0
2016	97.9%	511	46	17.0	58.3	60.2	63.0

Pour estimer le nombre d'espèces probable dans le milieu MH, nous disposons de 3 années 2016 à 2018 que l'on peut cumuler mois par mois à partir du 1er mai. Les tableaux Tab. LIX et Tab. LX présentent en Colonne 1 le cumul du mois de mai, mai-juin, mai-août etc. des 3 années 2016, 2017, 2018, en Colonne 2 le taux de couverture « 2-Couv », en Colonne 3 et 4 le nombre d'individus « 3-Nind » et le nombre d'espèces « S obs » observés, en Colonne 5 le nombre d'espèces manquantes « f_0 » déduit des observations, de f1 et f2, en utilisant au mieux soit les formulations de Chao ou Jacknnife 2, en Colonnes 6 et 7, estimation du nombre d'espèces qui serait identifiées si le nombre d'individus examinés était double, formulations de A.Chao en colonne 6 et celle de J.Béguinot en colonne 7. La colonne 8 donne une estimation du nombre d'espèces dans le milieu si le nombre d'individus était de 1990 pour MH et de 6332 pour MS, soit une grande valeur qui est le cumul du nombre d'individus des 3 années des milieux humides et secs relativement.

Tab. LIX. Rappel milieu MH et extrapolation à 1990 individus (cumul des 3 années)

1-MH	2-Couv	3-N ind.	4-S obs	5-f0	6-S_Chao	7-S_Bégui	8-S+f0
16-18_05	99.3%	1052	45	10.0	49.6	51.4	55.0
16-18_06	99.5%	1319	49	4.0	51.1	52.0	53.0
16-18_07	99.5%	1687	54	8.0	55.3	56.4	62.0
16-18_08	99.7%	1990	55	3.0	55.0	55.0	58.0

Sur 3 années, le nombre d'espèces estimées dans le milieu humide est de l'ordre de 62 (Sobs + f0) pour 55 observées dans le cumul des 3 années et 47 ont été rencontrées dans une année.

Tab. LX. Résultats du milieu MS et extrapolation à 6332 individus (cumul des 3 années)

MS	2-Couv	3-N ind.	4-S obs	5-f0	6-S_Chao	7-S_Bégui	8-S+f0
16-18_05	99.7%	3889	78	14.0	83.1	87.8	92.0
16-18_06	99.8%	5086	82	11.0	84.0	90.7	93.0
16-18_07	99.8%	5667	83	14.0	84.1	92.8	97.0
16-18_08	99.9%	6332	84	10.0	84.0	91.8	94.0

Sur 3 années, le nombre d'espèces estimées dans le milieu sec est de l'ordre de 94 pour 84 observées dans le cumul des 3 années. Le nombre potentiel d'espèces sur une année est de 73.

A partir des espèces observées, en particulier celles avec 1 et 2 individus (singleton et doubleton), il est possible d'estimer le profil de diversité exhaustif dit asymptotique pour un effort de couverture qui serait de 100%. Il est possible d'y ajouter les incertitudes qui sont calculées par rééchantillonnages. La simulation de multiples échantillons est obtenue en prenant l'ensemble des données et en supprimant une partie d'entre elles par tirage aléatoire qui sont ensuite remplacées par d'autres données tirées au hasard. Un nombre de tirages important donne un nuage de points dont on peut déduire la dispersion.

- **Taux de couverture**

Le taux de couverture de l'ensemble des sites landes humides agrégés suivis en 2018 est de 99.4% (972 individus répartis dans 47 espèces de lépidoptères) au-dessus d'un seuil statistique minimum de 95% (Fig. 214-Fig. 215).

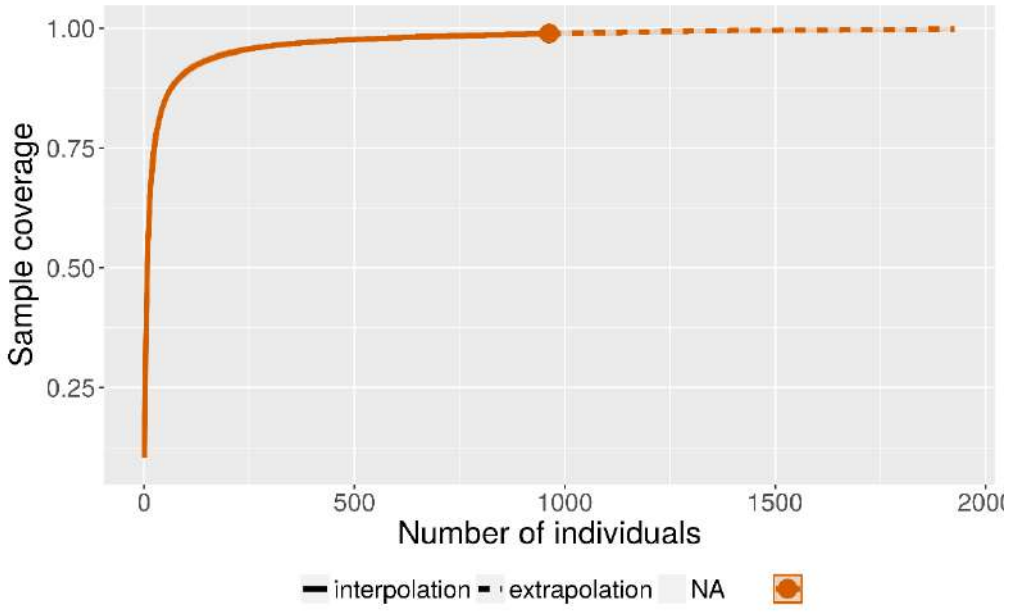


Fig. 214. Taux de couverture des sites de landes humides en fonction du nombre d'individus observés.

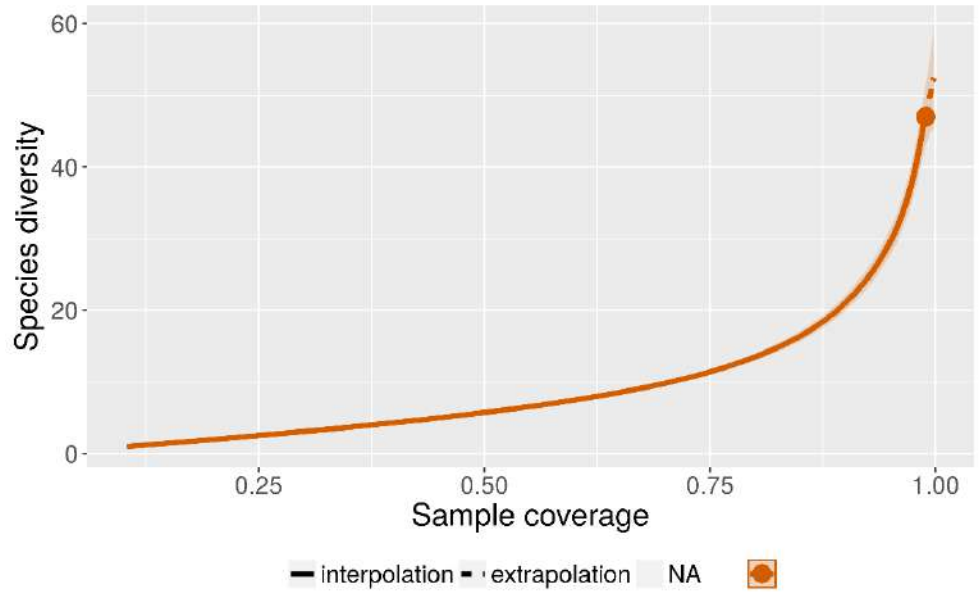


Fig. 215. Diversité spécifique des sites de landes humides en fonction du taux de couverture (q=0).

Les taux de couverture des suivis en landes humides MH et en pelouses calcicoles MS en 2018 sont au-dessus d'un seuil statistique minimum de 95% (Fig. 216–Fig. 217). L'effort d'échantillonnage sur l'ensemble des sites agrégés est donc validé. Les sites caractérisent les milieux MH et MS, rappelons que le taux de couverture n'indique pas directement le nombre d'espèces manquantes. Il mesure la probabilité d'avoir en ce lieu un individu des espèces présentes, pourvu que l'effort de dénombrement soit suffisant pour détecter les espèces très rares.

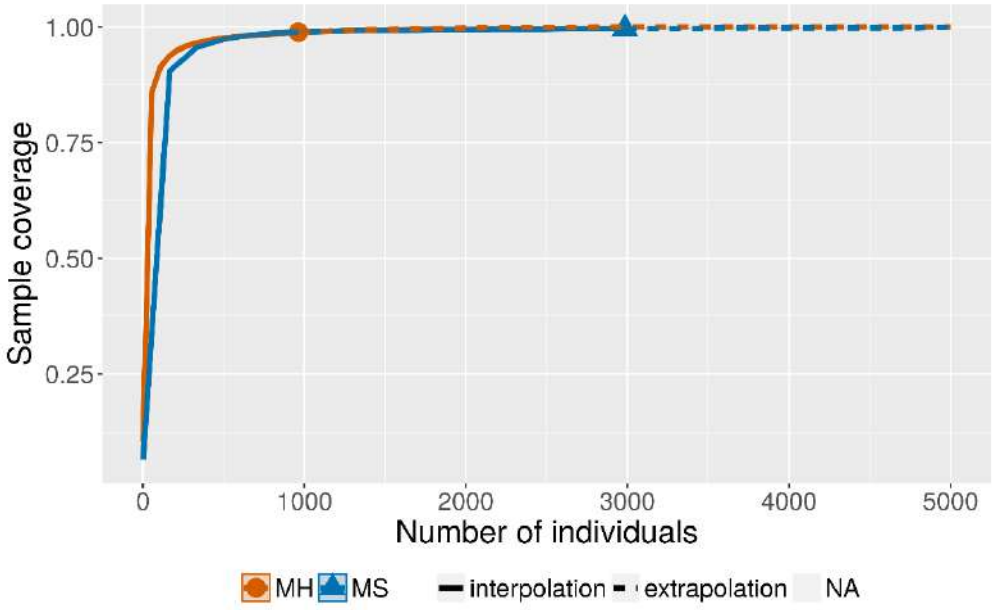


Fig. 216. Taux de couverture des sites de landes humides (MH) et de pelouses calcicoles (MS) en fonction du nombre d'individus observés.

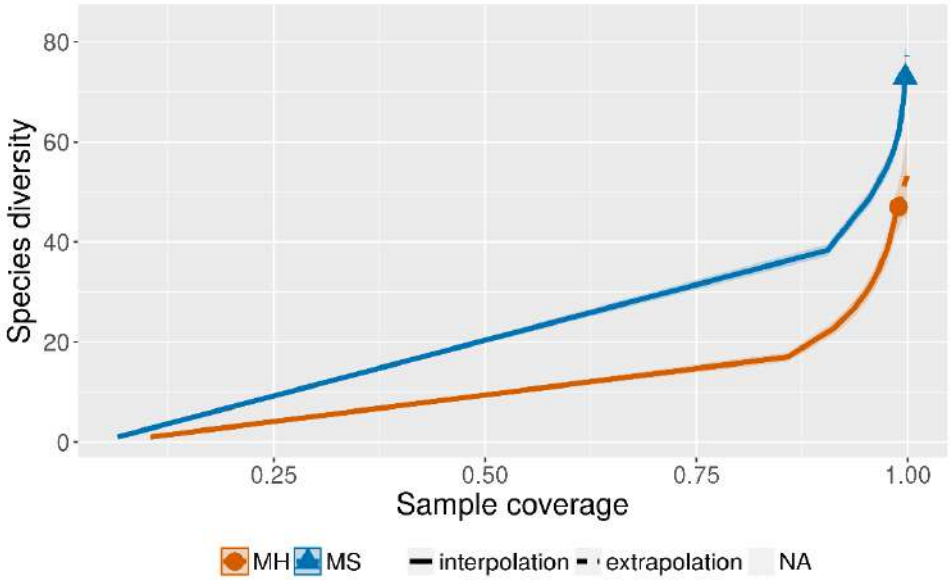


Fig. 217. Diversité spécifique des sites de landes humides (MH) et de pelouses calcicoles (MS) en fonction du taux de couverture (q=0).

4 sites ont un taux de couverture au-dessus du seuil statistique de 95% (BARTH, BROUS, MPOUC, MAOUC). Les autres sites sont au-dessous du seuil statistique de 95%. Pour les sites FLOTT, EBISC, ESTIR, l'effort d'échantillonnage du nombre d'individus observé doit être doublé et pour POUCH triplé. Le site ayant un effort d'échantillonnage plus important à appliquer est TDAUG (7 fois) (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, Fig. 218–Fig. 247).

Pour F1, d'après la règle de choix de J.F. Béguinot (BEGUINOT, 2016), le nombre d'espèces manquantes avec le modèle Jakknife 2 sélectionné est par site de : TBUZY=4.0, ELLOR=6.8, CLAMO=16.9, BARTH=5.9, ESTIR=2.7, EBISC=8.8, BROUS=7.0, POUCH=15.7, AEROD=9.9, ELACA=3.8, MPOUC=5.0, FLOTT=9.7, GLAND=1.1. Pour le site MAOUC, théoriquement n'a aucune espèce manquante puisque le terme f1 est nul.

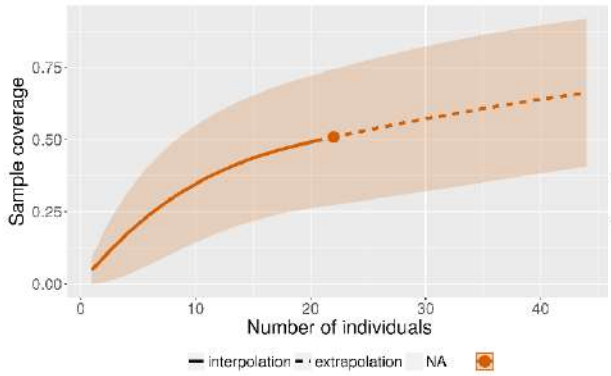


Fig. 218. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site TDAUG.

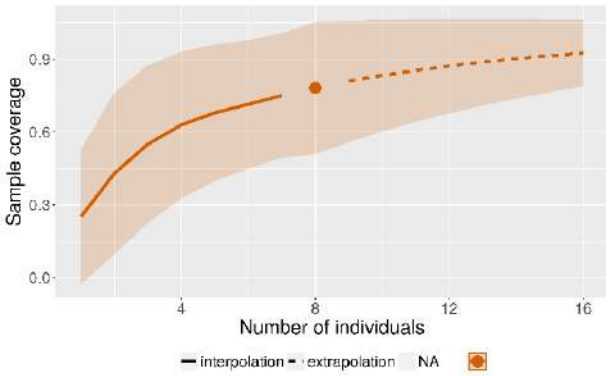


Fig. 219. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site ESTIR.

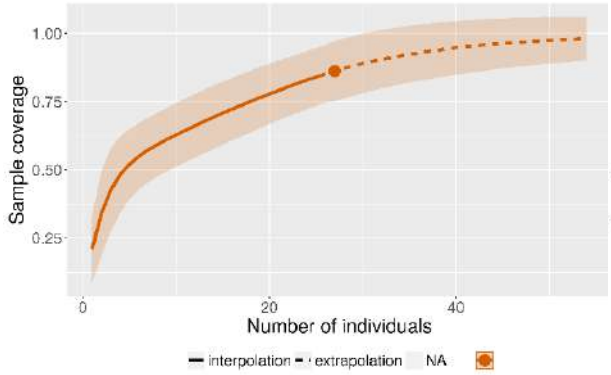


Fig. 220. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site TBUZY.

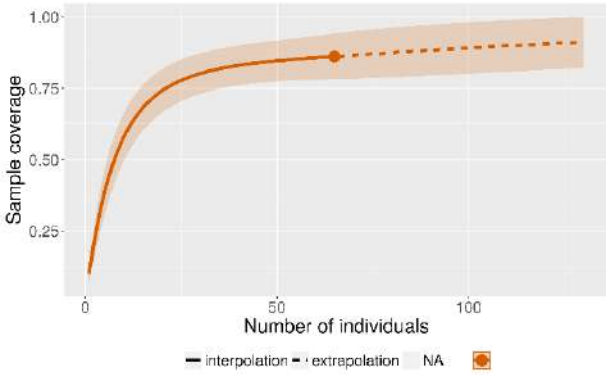


Fig. 221. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site POUCH.

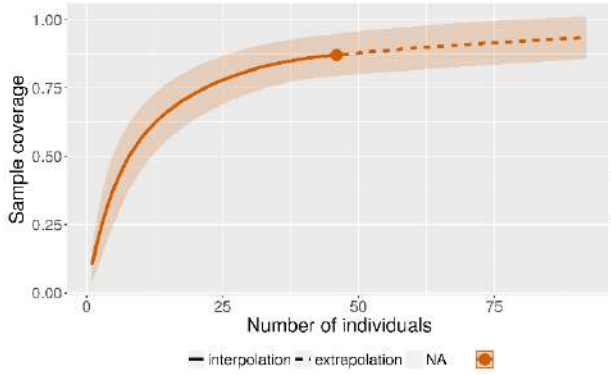


Fig. 222. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site FLOTT.

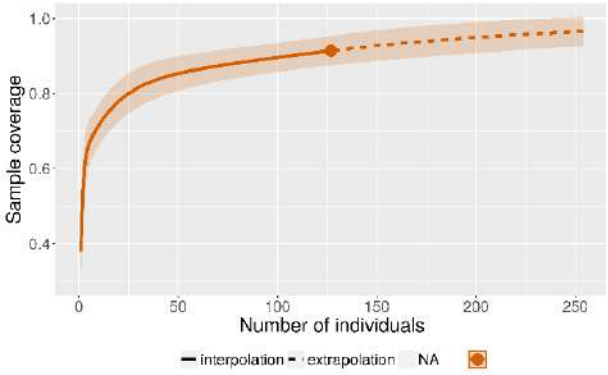


Fig. 223. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site CLAMO.

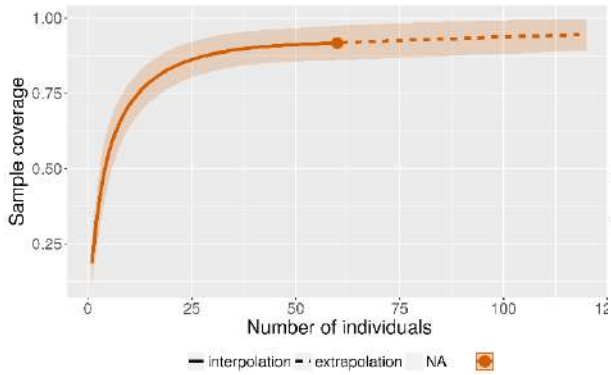


Fig. 224. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site EBISC.

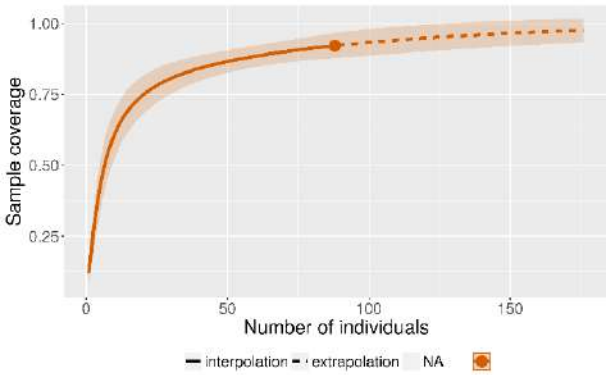


Fig. 225. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site AEROD.

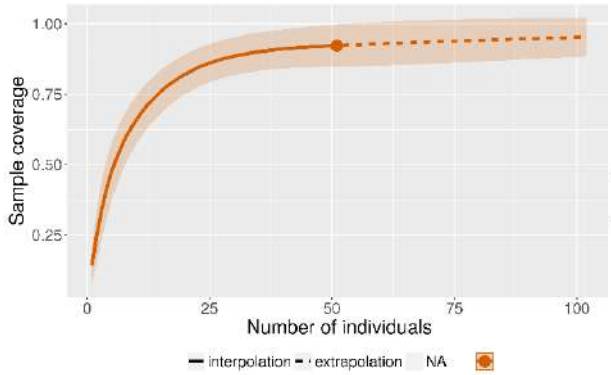


Fig. 226. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site ELLOR.

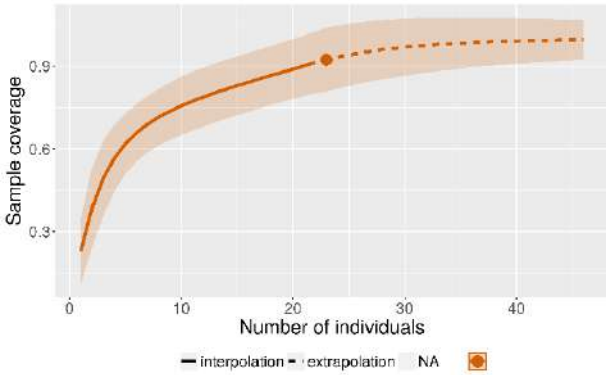


Fig. 227. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site GLAND.

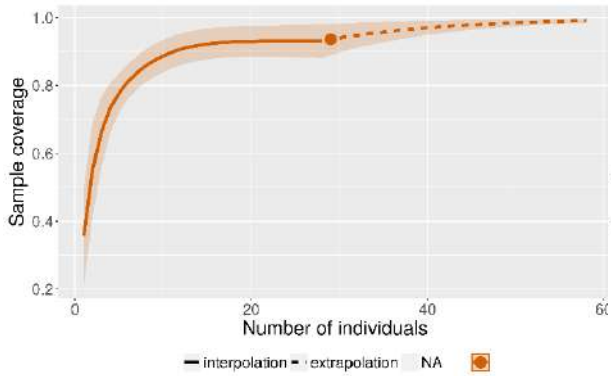


Fig. 228. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site ELACA.

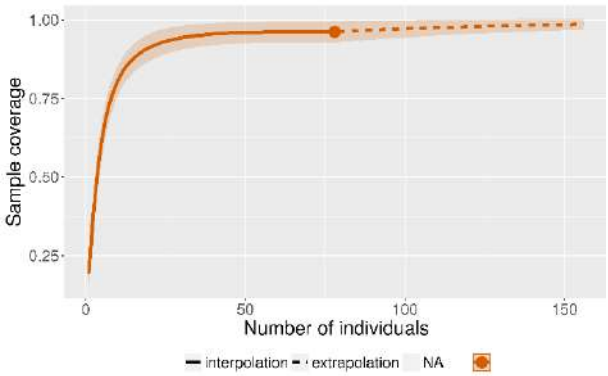


Fig. 229. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site BARTH.

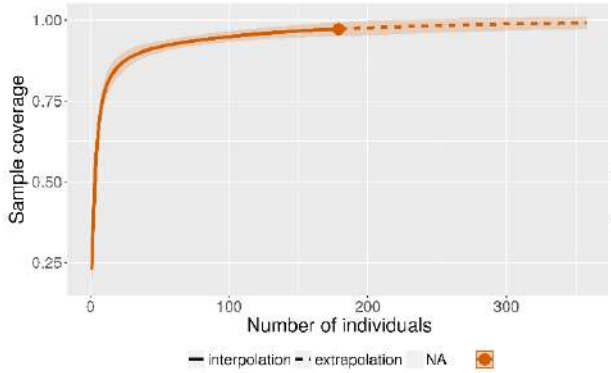


Fig. 230. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site BROUS.

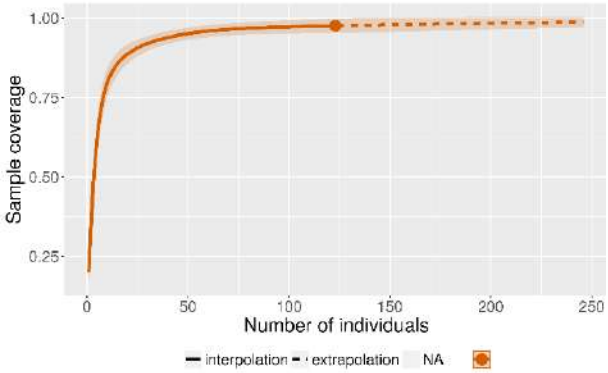


Fig. 231. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site MPOUC.

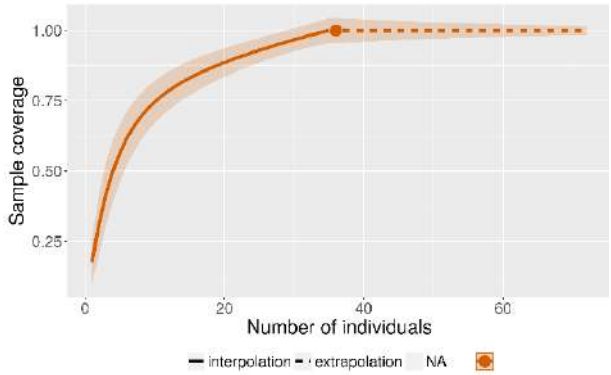


Fig. 232. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation du site MAOUC.

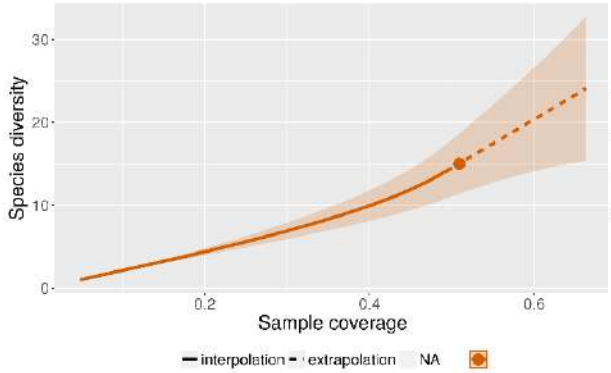


Fig. 233. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site TDAUG.

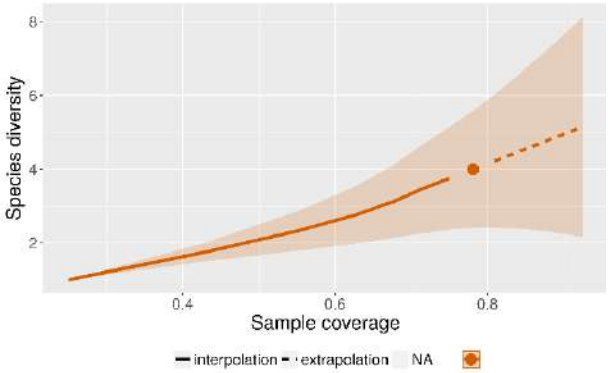


Fig. 234. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site ESTIR.

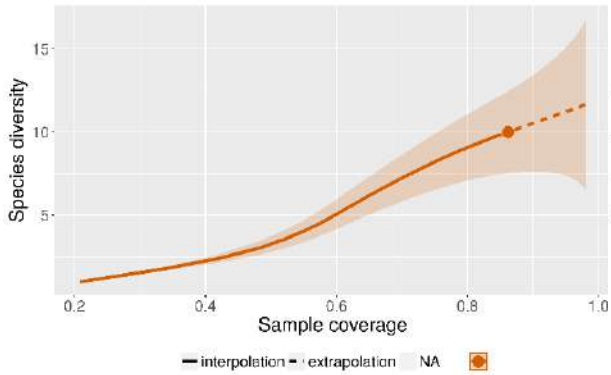


Fig. 235. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site TBUZY.

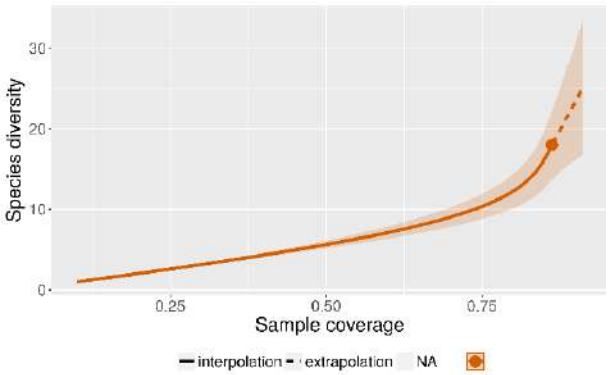


Fig. 236. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site POUCH.

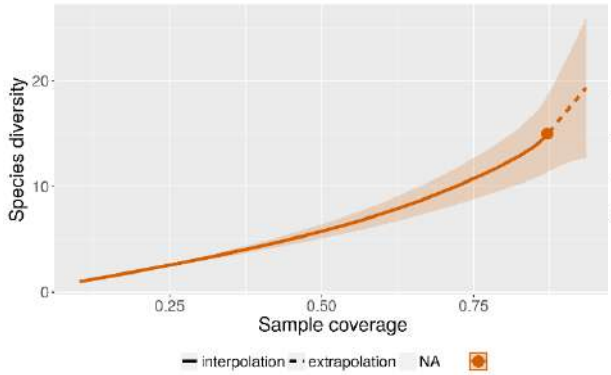


Fig. 237. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site FLOTT.

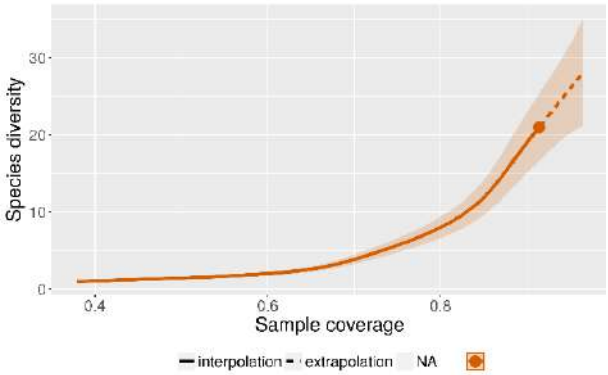


Fig. 238. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site CLAMO.

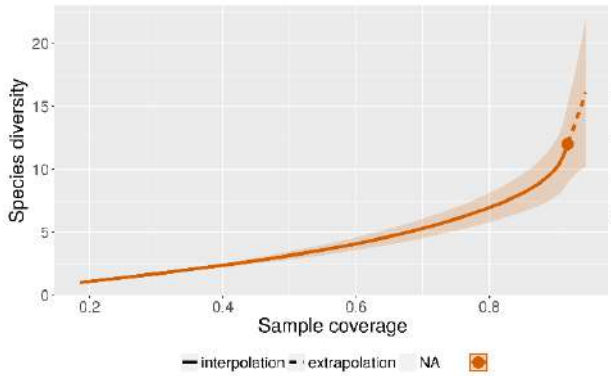


Fig. 239. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site EBISC.

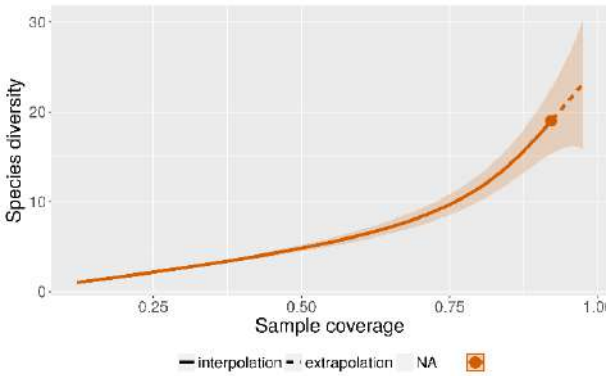


Fig. 240. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site AEROD.

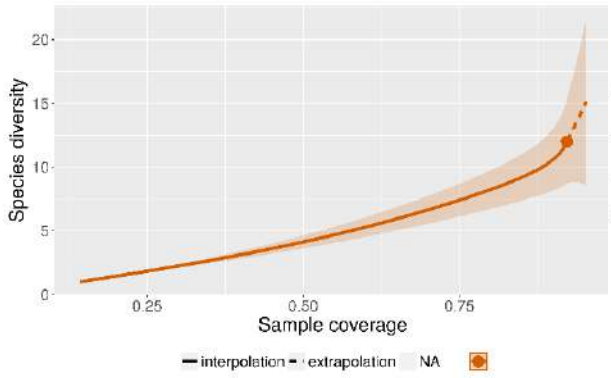


Fig. 241. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site ELLOR.

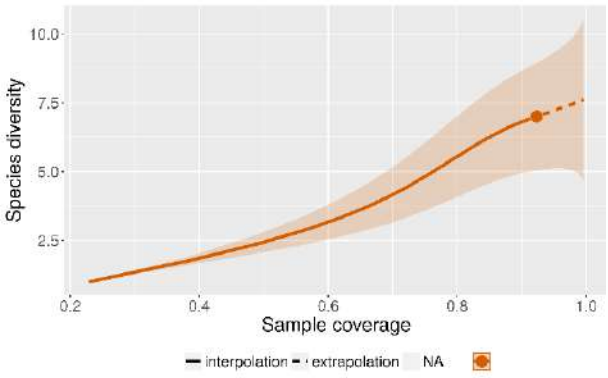


Fig. 242. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site GLAND.

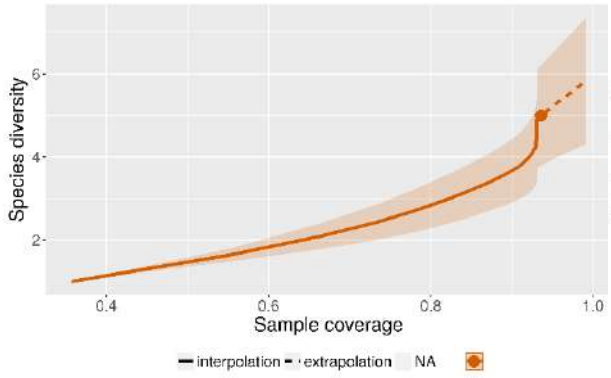


Fig. 243. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site ELACA.

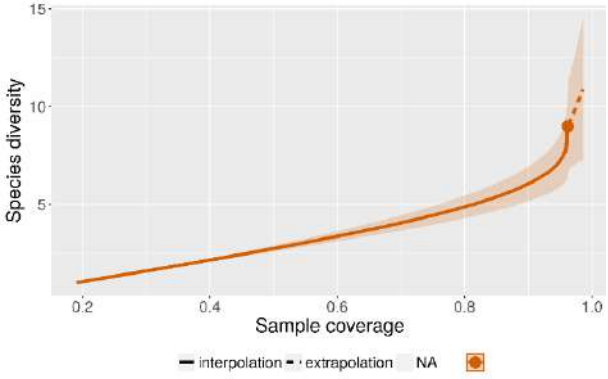


Fig. 244. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site BARTH.

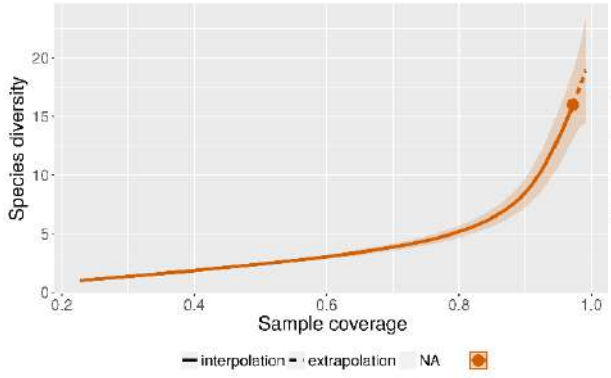


Fig. 245. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site BROUS.

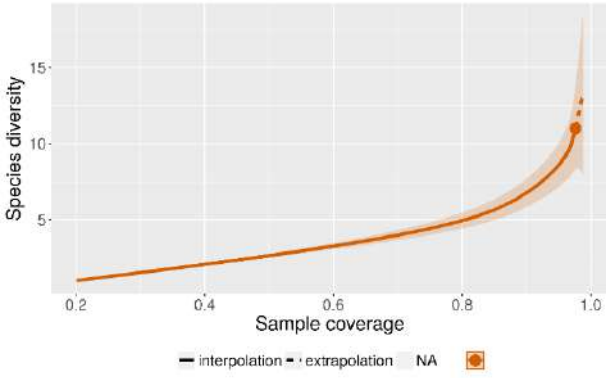


Fig. 246. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site MPOUC.

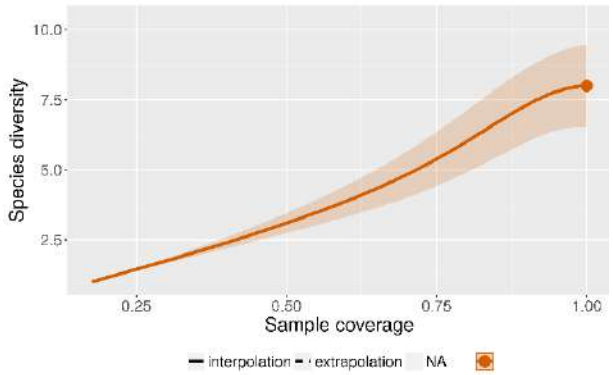


Fig. 247. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation (pour q=0) du site MAOUC.

- Similarités des sites

Les indices de similarité permettent de comparer les sites de la région de deux façons différentes. Au niveau local, il s'agit de comparer les sites entre eux, c'est-à-dire de mesurer : comment partagent-ils les espèces, comment se ressemblent-t-ils avec les proportions relatives ? Comment échangent-ils des espèces ? La mesure de comparaison de n sites est un débat non clos. L'utilisation des nombres de Hill est une solution de compromis qui s'impose en pratique. Au niveau global c'est-à-dire de la région qui renferme S espèces avec des proportions relatives globales, il s'agit de mesurer comment la région redistribue les espèces dans les sites, comment les proportions relatives globales se retrouvent dans les sites ? Ce niveau de calcul est plus simple et fait l'objet de moins de débat.

Sur les N=15 sites de landes humides, la valeur $D\gamma$ du nombre d'espèces est la diversité spécifique de l'ensemble des N sites agglomérés de la région (q=0, $D\gamma$=47). Les individus des sites sont sommés dans les espèces et l'ensemble devient la diversité régionale. $D\alpha$ présente la diversité moyenne d'un site dans la région (q=0, $D\alpha$=28.67). Le calcul de $D\alpha$ offre plusieurs solutions, il est important de prendre la définition en lien avec la diversité suivante. $D\beta$ défini comme le rapport $D\gamma/D\alpha$ donne accès au nombre de sites effectivement différents constituant la région en fonction de q, de l'indifférence portée aux espèces rares. $D\beta$ varie de 15 à 1 site. Une valeur de 15 signifie que les sites sont tous différents les uns des autres. Une valeur de 1 signifie qu'un seul site représente l'ensemble des sites. Pour q=0 (nombre d'espèces très rares, rares, communes, nombreuses), l'ensemble des 15 sites des landes humides est équivalent à avoir 1.64 sites différents pour l'ensemble des espèces ; pour q= 0,25 lié aux espèces très rares $D\beta$= 2.33 sites ; pour q=8 espèces dominantes $D\beta$= 3.49. Si les 15 sites étaient strictement identiques en proportions et en espèces alors $D\beta$=1, $D\beta$ est ici en moyenne de 2.689 ± 0.593 (Tab. LXI). Le suivi de la région au cours du temps avec 15 sites peut conduire à une dérive mesurable par cette hétérogénéité. Si les espèces migrent, si les proportions relatives changent, cet indice composite $D\beta$ va évoluer. Actuellement l'échelle entre 1 et 15 est située entre 1.5 et 3.5. Le nombre de sites MH de suivi sur le territoire offre une marge de mesure.

L'indice de similarité entre les sites CqN montre un pourcentage de recouvrement pour q=0 de 95%. En « superposant les sites » toutes les espèces d'un site se chevauchent en moyenne avec les autres sites et dans les proportions proches. L'indice UqN est un indice de similarité des sites mais vu de la région. La région contient une liste d'espèces qui se retrouvent à x% dans les N sites. Ils augmentent de 46% à 100% en fonction de q. 46% des espèces rares et communes de la région se retrouvent en moyenne dans les sites. 100% pour q=8 signifie que l'espèce la plus abondante de la région se retrouve dans chaque site. Hormis les espèces très rares, plus la proportion des espèces abondantes de la région est prise en compte, plus les espèces de la région sont dans les sites. Pour q=infini ou 8, CqN=0%, l'espèce la plus abondante d'un site ne se retrouve pas dans les autres sites. UqN=100%, l'espèce la plus abondante de la région se retrouve dans tous les sites (Tab. LXI).

SqN est un indice de similarité moyen quand on compare les sites 2 à 2. VqN est un indice mesurant l'échange d'espèce moyen entre 2 sites.

Tab. LXI. Résultats des paramètres de similarités des sites de landes humides.

q	Dγ	Dα	Dβ	CqN	UqN	SqN	VqN
0.00	47.00	28.67	1.64	95%	58%	58%	95%
0.05	44.21	24.51	1.80	94%	54%	52%	94%
0.25	34.96	14.99	2.33	87%	46%	39%	90%
0.50	27.05	10.45	2.59	79%	49%	34%	89%
1.00	18.79	7.15	2.63	64%	64%	34%	88%
1.50	15.19	5.63	2.70	47%	78%	33%	88%
2.00	13.30	4.73	2.81	31%	87%	31%	87%
3.00	11.32	3.73	3.03	10%	96%	28%	85%
4.00	10.24	3.21	3.19	3%	99%	26%	84%
6.00	9.06	2.68	3.37	0%	100%	25%	83%
8.00	8.45	2.42	3.49	0%	100%	24%	82%

6.3.4 Discussion

- **Diversité spécifique et similarité des sites de landes humides**

Les profils de diversité sont des graphiques calculés à partir des abondances de chaque espèce. La littérature indique fortement que leur examen est une donnée importante d'analyse (Chiu *et al.*, 2014a). La queue de distribution des espèces n'y est toutefois pas trop lisible au-delà de q=4 en général. Cela a été complété par un graphique inversé du cumul inverse des espèces consistant à enlever une à une les proportions des espèces en commençant par les plus nombreuses pour comparer les sites.

Les graphiques des profils sont des représentations qui peuvent être ensuite résumés par 5 ou 6 paramètres parmi les plus importants évitant des analyses complexes. Ces paramètres sont en particulier le nombre d'espèces total, la proportion en individus de l'espèce la plus nombreuse, la diversité de Shannon-Weaver et de Simpson. Dans la mesure où ces données auxquelles sont rajoutées 2 autres valeurs sont utilisées dans une équation de lissage appropriée, les paramètres de l'équation résument avec plus de souplesse le profil.

Le cumul du nombre d'espèces abondantes s'obtient avec le paramètre q supérieur à 2, par exemple q=4 (part de l'espèce la plus abondante avec q=infini). Le cumul du nombre d'espèces communes et abondantes est donné avec q=2 (indice de Simpson). Le cumul du nombre d'espèces rares, communes, abondantes revient à utiliser q=1 (indice de Shannon). Enfin, le nombre total d'espèces est donné par q=0 (Mallard, 2016b ; Magurran, 2004 ; Chao *et al.*, 2012 ; Chao & Chiu, 2016). Ces paramètres de lissage proposés dans le programme sont des éléments qui peuvent être comparés pour un même site, dans le temps par rapport aux variations climatiques, comparés entre plusieurs sites de même nature, par exemple ici les landes humides.

Les analyses en composantes principales ont montré comme pour les analyses de 2017 que le site du Vallon de Clamondé a une diversité spécifique en lépidoptères plus importante se dégageant des autres sites. Ce site est occupé par des végétations plus hygrophiles où les taxons strictement mésophiles sont rares ou absents. Les autres sites ayant une diversité spécifique importante sont les sites de l'Aérodrome de Bordeaux-Saucats et l'Etang de Biscarosse (Lande de Craste Neuve) occupé

par des végétations à tendance mésohygrophile où les taxons plus strictement hygrophiles ou mésophiles sont peu représentés et par des végétations plus hygrophiles où les taxons strictement mésophiles sont rares ou absents. Globalement, la diversité spécifique est similaire pour l'ensemble des sites. Cet élément nous permet d'appuyer une analyse par type de milieu humide rassemblant le cumul des espèces et des abondances des lépidoptères de l'ensemble des sites de landes humides.

La comparaison des diversités spécifiques de lépidoptères entre les landes humides et les pelouses calcicoles permet d'avoir une « image » de la communauté de ces deux types de milieu naturel qui évoluent dans l'espace et le temps. Cette analyse montre une fragilité de la communauté des lépidoptères de landes humides. L'hypothèse posée est que les profils de diversité spécifique des landes humides devraient changer et diminuer plus rapidement avec le changement climatique. Les espèces du cortège de lépidoptères associés aux landes humides sont susceptibles d'être sujettes à des extinctions locales, par exemple le Fadet des laîches (*Coenonympha oedippus*) et l'Azuré des mouillères (*Phengaris alcon*) (MALLARD, 2016a), deux espèces inscrites sur la liste rouge européenne de l'UICN et la liste rouge des rhopalocères de France métropolitaine.

- Évaluation de l'effort d'échantillonnage et ajustement de la méthode de suivi

La qualité de l'échantillon est quantifiée par le taux de couverture ou effort d'échantillonnage qui est calculable grâce aux travaux A. Turing et I.J. Good (GOOD, 1953). Si cela est nécessaire, si les comparaisons entre sites, dans l'espace, dans le temps, doivent être abordées à taux de couverture constant, il est en pratique plus adapté d'extrapoler les données des sites moins bien échantillonnés avec son incertitude et si nécessaire d'interpoler les sites les mieux échantillonnés. L'extrapolation des sites moins échantillonnés est un moyen à privilégier pour conserver les données des sites les mieux dénombrés mais dans le cas d'indices globaux, agrégeant les sites, elle ajoute une incertitude aux résultats qui sont ceux des sites avec un taux de couverture maximal. Il convient donc d'équilibrer dans la mesure du possible les sites. L'interpolation est plus fiable, entraîne peu d'incertitudes, mais les valeurs sont rapportées à un taux de couverture moyen plus faible (MALLARD, 2016b). Dans la mesure où il est possible d'estimer le taux de couverture des sites, la comparaison des données des sites à taux de couverture constant est une information beaucoup plus fiable que celle obtenue à nombre d'individus comptés identique (CHAO & JOST, 2012).

Une couverture à 100% de tous les sites n'est pas un objectif. Pour comparer les sites, au lieu de rechercher une telle asymptote, il est possible d'interpoler les données existantes à des taux plus bas, par exemple un site couvert à 99% peut être dégradé à 95% en nombre d'espèces. Le taux de couverture supérieur ou égal à 95% des sites signifie que les transects des sites échantillonnés renferment 95% des espèces présentes dans le site. Les sites avec un taux plus faible par exemple 90% peuvent être à leur tour extrapolés comme s'ils avaient été échantillonnés à 95%. Ainsi les sites ne sont pas comparés en prenant la valeur du site le moins bien échantillonné mais avec un compromis par interpolation et extrapolation. Une couverture comparable entre sites évite d'envisager un échantillonnage exhaustif. La littérature conseille de ne pas dépasser une extrapolation d'un facteur 2 pour le nombre d'individus. Pour augmenter l'effort d'échantillonnage, il existe deux possibilités, soit augmenter le nombre de transect ou augmenter la fréquence des suivis dans le temps. Le nombre et le positionnement des transects ont été élaborés pour couvrir la surface de l'habitat homogène mais également pour éviter le biais du double comptage (MALLARD, 2016b). Il a ainsi été décidé d'augmenter le nombre de suivis dans l'intervalle de 15 jours entre les suivis de mai et août. Parmi les sites, les suivis des sites lande de Pouchau et Tourbière des Dauges en 2018 ne sont pas suffisants pour obtenir une extrapolation fiable (extrapolation >3fois pour un seuil de 95%). Le site de la Tourbière des Dauges a été suivi sur 3

comptages en 2018 et pourrait être augmenté à 8 comptages en 2019 et pour La lande de Pouchau de 4 comptages en 2018 à 6 comptages en 2019. Cet ajustement du protocole sera évalué en 2019. Les suivis de 2017 et 2018 ont montré que le site de Tourbière de l'Estiraux a une diversité spécifique très faible ne permettant pas d'analyse statistique et mécanistique satisfaisante. Ce site est donc abandonné dans les suivis.

L'agrégation des données montre un taux de couverture suffisant pour obtenir des résultats significatifs avec l'ensemble des sites suivis et le protocole déjà en place. L'ensemble de ces données indique donc que le choix du nombre de sites est suffisant pour les milieux humides pour caractériser la région située entre les latitudes 43°, 44° et 45°. Pour couvrir la région Nouvelle-Aquitaine des sites pourront être ajoutés en latitude 46°.

- L'interpolation et l'extrapolation

L'interpolation et l'extrapolation ont pour but d'estimer le nombre réel d'espèces d'un milieu à partir d'un échantillonnage donnant des informations de découvertes et d'abondances de celles-ci. A partir des espèces observées, en particulier celles avec 1 et 2 individus (singletons et doubletons), il est possible d'estimer le profil de diversité exhaustif dit asymptotique pour un effort de couverture qui serait de 100%. Deux méthodes combinées coexistent. D'un côté les estimateurs non paramétriques, comme ceux « Chao » ou les estimateurs « Jackknife » qui donnent une valeur du nombre d'espèces manquantes à partir des résultats obtenus. De l'autre côté il s'agit d'extrapoler les courbes d'accumulation des espèces et de savoir comment des efforts supplémentaires vont modifier les résultats pour s'approcher des valeurs d'un dénombrement exhaustif. Des développements récents prolongent des travaux effectués depuis plus de 20 ans à partir des raisonnements d'Alan Turing. Disposant de 3 années de résultats, il s'agit d'utiliser et d'appliquer ces travaux pour obtenir des valeurs alimentant le point discussion. Par défaut la valeur de l'extrapolation de J.Beguinot est donnée en parallèle à celle de A. Chao largement utilisée. L'extrapolation de Chao est moins générale que celle de J.Béguinot qui combine au mieux 2 résultats (BEGUINOT, 2015).

En 2016, avec 183 individus directement identifiés (sans le report des groupes d'espèces), le nombre d'espèces est de 18. L'application de l'extrapolation de J.Béguinot estime que le nombre d'espèces serait supérieur à 24 si le nombre d'individus observés avait été double et la valeur asymptotique serait de 26.

L'année suivante en 2017, le nombre d'individus directement identifiés est de 835 et le nombre d'espèces trouvées est de 33, qui seraient 38 avec un nombre d'individus double et 39 comme valeur limite.

L'année 2018 avec 972 individus cela conduit à 47 espèces observées et l'extrapolation au double d'individus conduirait à 60 individus pour une valeur asymptotique de 61.

Le cumul des 3 années conduit fin mai à 1052 individus et 45 espèces sur les 3 années, fin juin 1319 individus et 49 espèces, fin juillet 1687 individus et 54 espèces, fin août 1990 individus et 55 espèces. Sur les 3 années l'extrapolation donne un nombre d'espèces de 62.

L'extrapolation a permis d'estimer pour chaque site le nombre d'espèces limite théorique existant sur 1 année ou ayant existé sur 3 années. Les sites qui ont théoriquement un indice d'existence le plus fort sont : Marais du Pouch, Vallon de Clamondé, Aérodrome de Bordeaux-Saucats, Etang de Biscarosse, Lande de la Flotte et du Cluzeau.

L'ensemble de ces données avec les taux de couverture indiquent que le choix du nombre de sites est suffisant pour les milieux humides pour caractériser la région située entre les latitudes 43°, 44° et 45°, le taux de couverture de 99%. L'échantillonnage par mois et en partie par quinzaine est satisfaisant globalement.

- Perspectives d'analyse mécanistique et statistique

La littérature indique fortement que l'examen des profils de diversité est une donnée importante d'analyse des abondances de chaque espèce (CHIU *et al.*, 2014a). Les graphiques des profils de diversité ont été résumés par des paramètres pour éviter des analyses complexes à plusieurs centaines de variables. Les nombres de Hill donnent accès à un outil d'agrégation objectivement reconnu ; mis en place au niveau théorique, très discuté et qui le fait évoluer ; pertinent en agrégation numérique pour résumer l'état de la diversité et les interactions dans l'espace et dans le temps. Il peut alimenter des modèles statistiques par exemple GAM (HARRISON *et al.*, 2014).

Les observations sur le terrain dans le temps conduisent à des dénombrements d'individus qui sont répertoriés dans des espèces. Cela conduit à des données premières et un traitement de mesure de biodiversité qui est effectué à partir de leurs proportions relatives. Des profils de diversité résument l'information et sont liés principalement à ces proportions. Les espèces ne sont alors différenciées que par leurs dénombrements. Il est possible d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces issues de quelques traits biologiques (par exemple la taille, la couleur). Le métabolisme s'accélère avec la température et la taille des individus diminue (CHEN & FENG, 2016). Ce trait est abordé par exemple par la relation entre l'abondance N_ind d'une espèce et sa taille moyenne « W ». Damuth (1981) propose par exemple $N_ind=kW^{-0.75}$, valeur de k liée à l'espèce etc. Les profils de diversité ont montré des sites avec une diversité spécifique plus importante selon des types de végétations à tendance mésohygrophile et plus hygrophiles. Les paramètres environnementaux et biologiques couplés seront peu à peu introduits dans les prochaines analyses pour aborder plus finement ces premiers résultats exploratoires. Ce travail demandera en pratique une collaboration avec le CBNSA en charge des suivis floristiques sur ces mêmes sites. L'analyse en composantes principales utilisée avant une régression permet d'éviter d'utiliser des variables redondantes. Cette première analyse descriptive peut être complétée par des analyses de modèle Linéaire Généralisé (GLM).

En complément aux traits, ces espèces peuvent être plus ou moins dissociées selon leurs histoires évolutives (MALLARD, 2016b). La théorie de l'évolution est reconnue comme la référence pour décrire la transformation des plantes et des animaux dans le temps. La discipline associée est la phylogénétique pour décrire la genèse des différentes classes où les individus peuvent être regroupés. La méthode représentant le processus d'évolution dans le temps est généralement un arbre, bien que les nouveaux développements le transforment en un réseau, en un anneau. Les feuilles de cet arbre sont les espèces étudiées. Le développement de la biologie moléculaire a permis l'utilisation de séquences de macromolécules biologiques pour obtenir des informations sur cette histoire évolutive. Celles qui présentent des séquences identiques ou similaires sont posées comme provenant d'un ancêtre commun construisant ainsi peu à peu cet arbre de façon statistique. Les branches de l'arbre, définies sur un plan topologique, présentent des longueurs associées qui pondèrent les espèces entre elles, comme les distances précédentes liées au trait de taille (MARCON, 2015 ; PAVOINE *et al.*, 2017). L'analyse des profils de diversité peut être abordée, complétée au cours du programme par l'intégration de traits biologiques et de la diversité phylogénétique dans le cadre généralisé des « nombres de Hill » utilisé dans ce rapport pour les abondances.

Dans un cadre de traitements numériques, la diversité fonctionnelle est une distance entre les espèces, cela peut être un arbre phylogénétique, ou une distance dans un espace avec des traits généraux de fonctionnalité des lépidoptères (exemple HANSPACH *et al.*, 2015). L'ensemble des axes des traits forme un hyper volume où sont placées les espèces, chaque espèce i est distante de l'espèce j de d_{ij}. Les espèces existent ainsi par leurs quantités et leurs caractéristiques. Les traits principaux d'un animal sont par exemple le sexe, la longueur de l'aile, la surface de l'aile, la performance en vol, la colorisation, la masse du corps, la longueur du corps. Les traits peuvent être adimensionalisés par la moyenne et l'écart-type et peuvent être reliés entre eux, diminuant d'autant le nombre d'axes. La longueur des ailes et la performance en vol sont, par exemple, 2 clés en réponse au changement climatique. La taille des ailes peut devenir un frein à la performance en vol (LEGRAND *et al.*, 2016). Ce deuxième cadre est un complément à celle plus analytique des nombres de Hill.

L'analyse des profils de diversité peut être complétée au cours du programme par l'intégration des traits biologiques et de la diversité phylogénétique. Le travail des méthodes de calcul associées a été abordé à titre exploratoire, l'aspect programmation présente une complexité classée de moyenne dans le sens où les tableurs restent des outils suffisants pour des analyses année par année.

6.4 Azuré des mouillères (Phengaris alcon)

Auteur : Sandy Bulté, Contributeurs : Fanny Mallard, Pierre-Yves Gourvil, David Soulet

Phengaris alcon écotype « *alcon* » possède un cycle de vie complexe qui dépend à la fois de la présence d'une plante-hôte, *Gentiana pneumonanthe*, et de fourmis-hôtes, *Myrmica scabrinodis, M. ruginodis* ou *M. rubra*, qui sont nécessaire au développement de la chenille. La survie de *P. alcon* va donc dépendre d'un fragile équilibre entre l'évolution de la végétation et de la présence de ses deux hôtes. Face au réchauffement climatique, ce fragile équilibre pourrait être impacté. En effet, une désynchronisation entre la période de vol des imagos et la période de floraison de *G. pneumonanthe* pourrait entrainer des effets négatifs sur les populations de *P. alcon* (MALLARD, 2016a).

L'hypothèse est que, face à un réchauffement climatique (températures plus élevées au printemps, sécheresses précoces), la floraison de *G. pneumonanthe* pourrait être décalée. Ce décalage serait variable selon la zone géographique et le contexte (montagne/plaine) et entrainerait ainsi des impacts qualitatifs (date de ponte, positionnement des œufs sur la plante hôte) et quantitatifs (nombre d'œufs pondus) sur les populations de *Phengaris alcon*.

L'objectif global de l'étude est, à terme, de déterminer les impacts potentiels du changement climatique sur la phénologie de *G. pneumonanthe* et d'en évaluer les conséquences sur les populations de *P. alcon*. En 2018, les objectifs étaient de mettre en place les premiers suivis sur l'ensemble des sites selon la méthode de suivi choisie en 2017 et d'en analyser les premiers résultats afin notamment de mettre en évidence les paramètres à prendre en compte pour étudier les effets du changement climatique sur ces deux modèles biologiques.

6.4.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

Les sites ont été sélectionnés en fonction de la répartition de *Phengaris alcon* en Nouvelle-Aquitaine, selon la présence de populations importantes sur des habitats à forte densité de *G. pneumonanthe* et d'une répartition spatialement équilibrée en Nouvelle-Aquitaine. La maitrise foncière est également un élément fondamental à prendre en compte afin d'assurer la pérennité des suivis dans le temps.

En 2017, certains sites étaient en cours de validation pour diverses raisons :

- « Lande de Pouchau » : en raison d'une animation foncière infructueuse en 2017, une nouvelle animation a été réalisée en 2018 et a permis de valider ce site.
- « Camp de Captieux » : en raison des difficultés d'accès à la suite d'un incendie sur le site en 2017, celui-ci avait été remplacé par un autre site (« Carrière de Lafarge ») qui a finalement été abandonné en raison des trop faibles populations de *G. pneumonanthe* et d'Azuré des mouillères. En 2018, l'accès au camp de captieux a pu se réaliser et une convention de partenariat a été signée avec l'ONF pour les prochaines années de suivis.

La validation du site « Champ de tir de Souge » est actuellement en attente suite au non renouvellement de la convention de partenariat entre le CEN Aquitaine et le camp militaire de Souge.

Le nombre de sites suivis étant assez faible, de nouvelles prospections ont été réalisées durant l'été 2018, notamment dans les Pyrénées-Atlantiques et en Haute-Vienne, afin de sélectionner de nouveaux sites. Ce sont donc trois sites potentiels qui ont été visités :

- « Tardets » (64) : 143 pieds de *G. pneumonanthe* et 571 œufs ont été recensés sur ce site. Cependant, en raison de difficultés de dialogue avec le propriétaire mais également de la dispersion des pieds de *G. pneumonanthe* avec des pontes sur le site, il n'a pas été retenu.
- « Hélette » (64) : 62 pieds de *G. pneumonanthe* et 113 œufs ont été recensés sur ce site. Le trop faible nombre de pieds avec pontes et la dispersion des pieds de *G. pneumonanthe* ne permettent également pas de retenir ce site.
- « Lande de la Flotte et du Cluzeau » (87) : en raison d'un nombre de pieds de *G. pneumonanthe* trop faible, ce site n'a pas été retenu.

• Description des sites choisis

Au total, ce sont donc 5 sites de landes humides qui sont validés pour les suivis Azuré des mouillères et *G. pneumonanthe* (2 en Gironde, 1 à la limite de la Gironde et des Landes, 2 dans les Pyrénées-Atlantiques) (Fig. 248, Tab. LXII).

Tab. LXII. Caractéristiques des nouveaux sites validés en 2018 dans le cadre du suivi de P. alcon et de G. pneumonanthe.

Commune	Nom du site	Superficie (ha)	Statut	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
Saucats	Pouchau	1.67 ha	/	Privé/RTE - CEN Aquitaine	Oui	Cistude Nature	Sandy Bulté	[redacted]	[redacted]
Callen	Camp de Captieux	20 ha	Natura 2000	Camp militaire/ONF	Oui	Cistude Nature	Sandy Bulté	[redacted]	[redacted]



Sites validés pour les suivis de Phengaris alcon et Gentiana pneumonanthe.

Fig. 248. Situation géographique des sites d'études validés et en attente de validation pour les suivis de P. alcon et de G. pneumonanthe.

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

– Comptage de G. pneumonanthe

Le recensement de *G. pneumonanthe* consiste à pointer au GPS (précision de 3 m) tous les pieds de *G. pneumonanthe* en parcourant l'ensemble des zones favorables à *G. pneumonanthe* par bande de deux mètres. Ce recensement est effectué tous les deux ans sur chaque site afin d'évaluer l'évolution de la répartition spatiale de *G. pneumonanthe*.

En 2018, le comptage de *G. pneumonanthe* a été réalisé sur les sites suivants :

- Plateau d'Anzé : comptage des pieds ;
- Ellorimendi : comptage des hampes florales ; à noter qu'en 2016, le comptage n'était que partiel ;
- Aérodrome de Bordeaux–Saucats : comptage des pieds.

Le site « Camp de Captieux » n'a pas pu bénéficier de comptage en 2018 car ce site est soumis à des restrictions d'accès ce qui n'ont pas permis la réalisation du comptage. Il en est de même pour le site « Champ de tir de Souge ». Quant au site « Pouchau », il bénéficiera d'un comptage en 2019 puisque le premier comptage a eu lieu en 2017.

– Suivis de G. pneumonanthe et des pontes de P. alcon

En 2017, deux méthodes avaient été testées afin de choisir la plus pertinente pour suivre l'évolution de la phénologie de *G. pneumonanthe* et des pontes de *P. alcon*. La méthode qui a été retenue est celle des quadrats permanents de 100m² (MALLARD, 2017b).

Pour chaque site, deux quadrats de 100m² ont été sélectionnés parmi les zones à plus forte densité en *G. pneumonanthe* (Tab. LXIII) (MALLARD, 2017b). La méthode de sélection des quadrats diffère selon les sites :

- Aérodrome de Bordeaux–Saucats : les deux quadrats sélectionnés sont parmi ceux qui avaient été tirés au sort en 2017 et qui avaient bénéficié d'un suivi régulier (quadrats à plus forte densité de *G. pneumonanthe* et d'œufs, Annexe 9) (MALLARD, 2017b).
- Pouchau : les deux quadrats ont été tirés au sort parmi ceux à forte densité de *G. pneumonanthe* (Annexe 9) (MALLARD, 2017b).
- Plateau d'Anzé : un nouveau tirage au sort a été effectué pour les deux quadrats (Annexe 9) (MALLARD, 2017b).
- Ellorimendi : le quadrat échantillonné en 2017 sera de nouveau échantillonné en 2019 et le quadrat 2018 a été placé de façon arbitraire sur une zone connue à forte densité de *G. pneumonanthe* et d'œufs d'Azuré des mouillères (Annexe 9) (MALLARD, 2017b).
- Camp de Captieux, la zone d'accès autorisée étant restreinte, un seul quadrat a été positionné. Son positionnement s'est en parti appuyé sur les points GPS de dénombrage des pieds de *G. pneumonanthe* de 2016. La zone à forte densité de *G. pneumonanthe* a donc été repérée sur le terrain et le quadrat a ensuite été positionné de façon arbitraire, orienté nord–sud (Annexe 9).
- Champ de tir de Souge : les quadrats n'ont pas encore été sélectionnés.

Les quadrats de 100m², dispositifs permanents, ont été matérialisés à l'aide de tiges métalliques enfoncées dans le sol ce qui permet de retrouver les quadrats d'année en année à l'aide d'un détecteur de métaux.

Tab. LXIII. Caractéristiques des quadrats de suivis de Phengaris alcon et Gentiana pneumonanthe.

Dép.	Nom du site	Dénom. transect	Surface (en m²)	Altitude (en m)	Latitude pt NO	Longitude pt NO	Latitude pt SO	Longitude pt SO	Latitude pt SE	Longitude pt SE	Latitude pt NE	Longitude pt NE
33	Aérodrome de Bordeaux Saucats	Q1	100	54	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
33	Aérodrome de Bordeaux Saucats	Q2	100	54	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
33	Pouchau	Q1	100	61	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
33	Pouchau	Q2	100	61	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
33	Champ de tir de Souge	Q1	100	NC	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
33	Champ de tir de Souge	Q2	100	NC	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
33/40	Camp de Captieux	Q1	100	11	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
64	Plateau d'Anzé	Q1	100	840	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
64	Plateau d'Anzé	Q2	100	840	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
64	Ellorimendi	Q1	100	146	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
64	Ellorimendi	Q2	100	146	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Pour chaque quadrat et chaque pied de *G. pneumonanthe*, la phénologie de chaque hampe associée au pied est notée ainsi que le nombre d'œufs de *P. alcon* en fonction du positionnement sur la plante (bourgeons ou fleurs sans distinction du calice et de la corolle, tiges, feuilles).

Chaque quadrat de 100m² est divisé en quadrats de 4m² (Fig. 249) afin de faciliter le comptage de *G. pneumonanthe* et d'éviter un éventuel décalage et donc le comptage à plusieurs reprises d'une même gentiane.

Lors de la période des suivis, les quadrats de 100m² sont matérialisés à l'aide de piquets et de cordes. Les quadrats de 4m² sont matérialisés à l'aide de cordes, de tasseaux en bois ou de tuyaux en pvc.



Fig. 249. Illustration de la méthode de relevé pour les suivis de P. alcon et de G. pneumonanthe. © Kévin Romeyer.

- **Conditions météorologiques requises**

Ce suivi ne nécessite pas de conditions météorologiques spécifiques.

- Nombre de campagne de relevés

La fréquence de suivi est d'une fois par semaine pendant toute la durée de la campagne, allant de la semaine avant la date de première floraison de *G. pneumonanthe* connue sur chaque site jusqu'à la fin de vol de l'imago. Cette fréquence est établie selon le suivi phénologique de *G. pneumonanthe* et avec les autorisations d'accès sur les différents sites, notamment les camps militaires.

Le nombre de passages est variable selon les sites (Tab. LXIV). Les sites « Plateau d'Anzé », « Ellorimendi », « Aérodrome de Bordeaux–Saucats » et « Pouchau » ont tous bénéficié de suivis réguliers (1 passage par semaine) alors que le site « Camp de Captieux » n'a bénéficié que de 4 suivis, dû à la restriction d'accès au camp militaire. Suite au non renouvellement de la convention de partenariat entre le CEN Aquitaine et le camp militaire de Souge, une restriction d'accès au camp militaire n'a pas permis la réalisation des suivis pour 2018.

Le nombre de passages pouvant être important pour certains sites, afin de limiter les effets du piétinement, les suivis sont réalisés, de façon rotatoire, sur les deux quadrats permanents. Cela signifie qu'un quadrat sera suivi une année sur deux (Fig. 250).

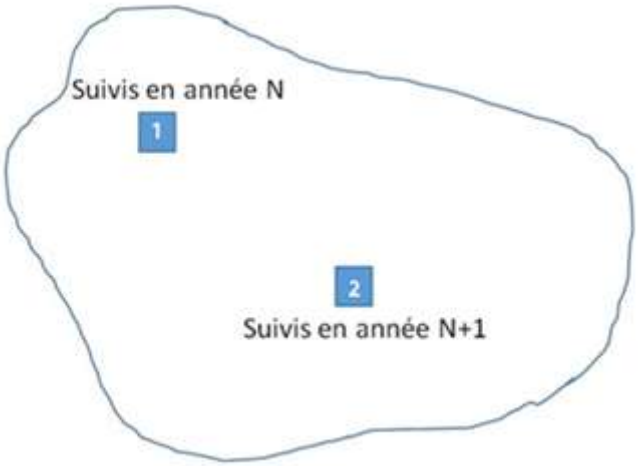


Fig. 250. Illustration du système rotatoire pour les suivis de P. alcon et de G. pneumonanthe.

Tab. LXIV. Dates des suivis de P. alcon et G. pneumonanthe 2017, 2018 par la méthode des quadrats de 100m².

2017											
Site Aérodrome Bordeaux-Saucats	Observateurs	Site Pouchau	Observateurs	Site Camp de Captieux	Observateurs	Site Champ de tir de Souge	Observateurs	Site Ellorimendi	Observateurs	Site Plateau d'Anzé	Observateurs
11/08/2017	Sandy Bulté	pas de suivi		pas de suivi		pas de suivi		23/06/2017	Nicolas Déjean	22/07/2017	Pierre-Yves Gourvil
25/08/2017	S. Bulté							30/06/2017		27/07/2017	
01/09/2017	S. Bulté							05/07/2017		03/08/2017	
08/09/2017	S. Bulté ; Kevin Romeyer ; Hélène							12/07/2017		10/08/2017	
								19/07/2017		18/08/2017	
								26/07/2017		25/08/2017	
								01/08/2017			
								11/08/2017			
								17/08/2017			
								23/08/2017			

2018											
Site Aérodrome Bordeaux-Saucats	Observateurs	Site Pouchau	Observateurs	Site Camp de Captieux	Observateurs	Site Champ de tir de Souge	Observateurs	Site Ellorimendi	Observateurs	Site Plateau d'Anzé	Observateurs
30/07/2018	S. Bulté ; J. Poujol	30/07/2018	S. Bulté ; J. Poujol	17/07/2018	S. Bulté ; J. Poujol	Pas de suivi		19/06/2018	N. Déjean	18/07/2018	P.Y. Gourvil ; Mathilde Poussin
06/08/2018	S. Bulté ; J. Poujol	06/08/2018	S. Bulté ; J. Poujol	31/07/2018	S. Bulté ; J. Poujol ; Fanny Mallard			25/06/2018	N. Déjean	26/07/2018	P.Y. Gourvil
13/08/2018	S. Bulté ; Corentin Larquier	13/08/2018	S. Bulté ; C. Larquier	17/08/2018	S. Bulté ; J. Poujol			03/07/2018	N. Déjean	02/08/2018	M.Poussin
20/08/2018	S. Bulté ; J. Poujol	20/08/2018	S. Bulté ; J. Poujol	31/08/2018	S. Bulté ; J. Poujol ; Paul Haettel ; Paul Tourneur			13/07/2018	N. Déjean ; Mathieu SEMERY	10/08/2018	M. Poussin
27/08/2018	S. Bulté ; J. Poujol	27/08/2018	S. Bulté ; J. Poujol					23/07/2018	N. Déjean ; M. SEMERY	14/08/2018	M. Poussin
03/09/2018	S. Bulté ; J. Poujol	03/09/2018	S. Bulté ; J. Poujol					26/07/2018	N. Déjean	30/08/2018	M. Poussin
10/09/2018	S. Bulté ; J. Poujol	10/09/2018	S. Bulté ; J. Poujol					03/08/2018	N. Déjean		
								10/08/2018	N. Déjean		
								20/08/2018	N. DEJEAN ; Séverine MARICHAL		
								23/08/2018	N. DEJEAN ; S. MARICHAL		
								31/08/2018	N. DEJEAN ; S. MARICHAL		
								06/09/2018	N. DEJEAN ; S. MARICHAL		

- Fiche de relevés

Chaque observateur note, à l'intérieur de chaque quadrat de 4m², le numéro de pied avec le numéro des hampes associées à chaque pied de *G. pneumonanthe*. Il note également, pour chaque hampe, le nombre de bourgeons floraux, de fleurs épanouies et de fruits ainsi que le nombre d'œufs de *Phengaris alcon* par bourgeon/fleur (pas de distinction du calice et de la corolle), par tige et par feuille (Fig. 251).

Fiche relevé - protocole suivi *Gentiana pneumonanthe* et *Phengaris alcon alcon*

Nom du site : ..... Commune (département) : ..... N° quadrat 10x10 : .....
Structure : ..... Observateur(s) : ..... Date : ...../...../.....

N° quadrat 2x2	N° pied Gentiane	N° hampe florale gentiane	Nb bourgeons /hampe	Nb fleurs épanouies /hampe	Nb fruits/hampe	Nb œufs/fleurs (épanouies + bourgeons)	Nb œufs/tiges	Nb œufs/feuilles	Remarque

Fig. 251. Extrait de la fiche de relevé des suivis P. alcon et G. pneumonanthe.

- Analyses et statistiques

L'année 2017 était une année de test des deux méthodes proposées pour le suivis de l'Azuré des mouillères et de *G. pneumonanthe*. La méthode des quadrats permanents de 100m² a été choisie. En 2018, cette méthode a été appliquée de façon régulière sur quatre sites et lors de quatre suivis sur un cinquième site.

– Etude de la dynamique des populations de Gentiana pneumonanthe

En fin de période de suivis 2018, trois sites (Plateau d'Anzé, Ellorimendi, Aérodrome de Bordeaux-Saucats) ont bénéficié d'un recensement de *G. pneumonanthe* sur l'ensemble de leur périmètre. Dans un premier temps, afin d'évaluer la méthode de comptage sur l'ensemble du périmètre de chaque site, le nombre de pieds de *G. pneumonanthe* recensés dans le quadrat de 100m² de 2018 lors du dernier suivi (Aérodrome de Bordeaux Saucats : 10/09/2018 ; Plateau d'Anzé : 30/08/2018 ; Ellorimendi : 06/09/2018) a été comparé, à l'aide du logiciel cartographique QGIS, au nombre de pieds de *G. pneumonanthe* comptés dans ce même quadrat lors du recensement général (Aérodrome de Bordeaux

Saucats : 13/09/2018 ; Plateau d'Anzé : 31/08/2018 et 10/09/2018 ; Ellorimendi : 05/09/2018). Le comptage lors des suivis étant un comptage quasi exhaustif, puisque la végétation est minutieusement inspectée durant cette action, cette comparaison permet ainsi d'estimer si la population de *G. pneumonanthe* est sous-estimée lors du recensement général.

Dans un second temps, une comparaison entre les résultats de comptage de 2018 et ceux de l'année 2016 a été réalisée pour les sites Plateau d'Anzé et Aérodrome de Bordeaux-Saucats.

Une analyse de la répartition spatiale de *G. pneumonanthe* a également été réalisée pour l'ensemble des sites (sauf pour les deux camps militaires). Cette répartition peut être de trois types (CANARD & POINSOT, 2004) :

- aléatoire : répartition relativement régulière mais non entièrement uniforme ;
- agrégée : répartition groupée (exemple de la dispersion clonale par multiplication végétative) ;
- régulière : répartition très régulière.

L'analyse de la répartition spatiale repose, ici, sur la méthode du plus proche voisin et a été réalisée à l'aide du logiciel QGIS (version 2.18.18). Cette méthode permet de mesurer, pour chaque individu (ici chaque pied ou hampe de *G. pneumonanthe* selon le site), la distance qui le sépare de son plus proche voisin. Le principe repose sur le fait que, si les individus sont répartis de façon aléatoire avec une densité moyenne de *d* individus par unité de surface, alors il est démontré que la distance moyenne théorique qui les sépare est de $1/\sqrt{2d}$ unités de longueur (CANARD & POINSOT, 2004). Si les individus sont répartis en agrégat, la distance moyenne au plus proche voisin sera donc beaucoup plus faible que la distance moyenne théorique. Au contraire, si les individus sont répartis de manière régulière, la distance moyenne au plus proche voisin sera plus élevée que la valeur théorique. Cela s'explique par le fait que les individus tendent à s'écarter les uns des autres à la distance maximale possible (CANARD & POINSOT, 2004). Le logiciel QGIS v2.18.18 calcule plusieurs éléments qui sont les suivants :

- la distance moyenne observée : elle correspond à la moyenne calculée à partir de l'ensemble des distances au plus proche voisin ;
- la distance moyenne théorique : elle correspond à la moyenne des distances entre voisins dans une répartition aléatoire hypothétique ;
- l'indice du plus proche voisin : il correspond à l'indice de dispersion = distance moyenne observée/distance moyenne théorique. Si l'indice est inférieur à 1, le modèle présente un phénomène d'agrégation ; s'il est supérieur à 1, la tendance est à la dispersion ou à la concurrence ;
- Score Z : il correspond à une mesure de signification statistique et permet de savoir si la répartition observée des points est aléatoire ou non, l'hypothèse nulle étant que la répartition est aléatoire. La signification de cette mesure est fortement impactée par la surface de la zone d'étude.

Enfin, pour les cinq sites, l'évolution du nombre de pieds de *G. pneumonanthe* et du nombre de hampes au cours du temps ont été analysées. Le nombre minimal, le nombre maximal et le nombre moyen de hampes par pied ont également été relevés ou calculés afin d'étudier la vigueur des pieds de *G. pneumonanthe* sur chaque site.

– Etude de la phénologie de Gentiana pneumonanthe

Afin notamment de déceler le moment de pic de floraison des populations de *G. pneumonanthe*, qui correspond à la date à laquelle il a été dénombré le plus de fleurs ou bien le plus de pieds en pleine floraison, l'évolution de la phénologie des pieds de *G. pneumonanthe* a été analysée au cours du temps pour chaque site. Quatre stades phénologiques ont été pris en compte : le stade végétatif (aucun bourgeon ni fleur), le stade début de floraison (une minorité de fleurs épanouies), le stade pleine floraison (plus de 50% de fleurs épanouies) et le stade fructification (présence d'au moins un fruit développé sur une tige) (d'après la notice méthodologique « protocole suivi phénologique de la flore » du CBNSA). Un cinquième stade phénologique a été ajouté : le stade bourgeons qui correspond à la présence de bourgeons sans fleur épanouie sur le pied. Ainsi pour chaque site et chaque date de suivis, la proportion de pieds de *G. pneumonanthe* a été calculée pour chaque stade phénologique. En parallèle, le nombre de bourgeons et le nombre de fleurs dans le quadrat de 100m² ont été analysés graphiquement en fonction du temps. Enfin, le nombre moyen de fleurs par hampe et le nombre moyen de fleurs par pied ont été calculés pour analyser la production de fleurs.

– Pontes de Phengaris alcon

Pour les cinq sites, l'évolution du nombre d'œufs pondus au cours du temps a été analysée. A partir du nombre d'œufs pondus relevé à chaque suivi, le nombre de femelles et de mâles de *Phengaris alcon* a été estimé sur les postulats suivants :

- les femelles pondent en moyenne 80 œufs en une dizaine de jours, au maximum 130 et au minimum 50 (LHONORE, 1998) ;
- la sex-ratio est de 45 femelles pour 55 mâles (LHONORE, 1998).

La proportion d'œufs pondus sur les bourgeons/fleurs, sur les tiges et sur les feuilles a également été calculée pour chaque site et chaque date de suivis et analysée en fonction du temps afin de juger de la qualité des pontes. En effet, une chenille issue d'un œuf pondu sur le bourgeon ou sur la fleur aura plus de chances d'arriver au bout de son développement qu'une chenille provenant d'un œuf pondu sur la tige ou sur une feuille puisque les chenilles se nourrissent des parties génitales des fleurs. De plus, le nombre moyen d'œufs pondus sur les bourgeons ou fleurs a été calculé sur l'ensemble des dates de suivis et des pieds avec pontes portant des bourgeons et/ou fleurs pour les sites Plateau d'Anzé et Ellorimendi et sur l'ensemble des dates de suivis et l'ensemble des hampes avec pontes portant des bourgeons et/ou fleurs pour les trois autres sites.

Pour les sites Plateau d'Anzé, Ellorimendi et Aérodrome de Bordeaux-Saucats, une comparaison des proportions d'œufs pondus sur chaque partie de la plante (bourgeons/fleurs, tiges, feuilles) a été réalisée entre les données calculées en 2018 et celles de 2017 (données issues d'autres quadrats de suivis sauf pour le site Aérodrome pour lequel les données proviennent du même quadrat de suivi). Afin d'effectuer cette comparaison, une moyenne des proportions a été réalisée sur l'ensemble des données des suivis pour chaque année. Cette comparaison permettra, à terme, de voir éventuellement si un changement s'opère dans la qualité des pontes au fil des années.

6.4.2 Résultats exploratoires

- **Dynamique des populations de *Gentiana pneumonanthe***

– Recensement de G. pneumonanthe : type de répartition et comparaison entre 2016 et 2018

Le comptage de *G. pneumonanthe* en 2018 permet de comparer les effectifs avec ceux du premier comptage qui a eu lieu en 2016 pour les sites « Plateau d'Anzé » et « Aérodrome de Bordeaux-Saucats ». Pour ces deux sites, les effectifs ont augmentés en 2 ans (de 33% pour Plateau d'Anzé et 128% pour Aérodrome de Bordeaux-Saucats, voir Fig. 252). Pour Ellorimendi, le comptage de 2016 n'ayant été que partiel sur le site, la comparaison avec les données de 2018 n'est pas possible.

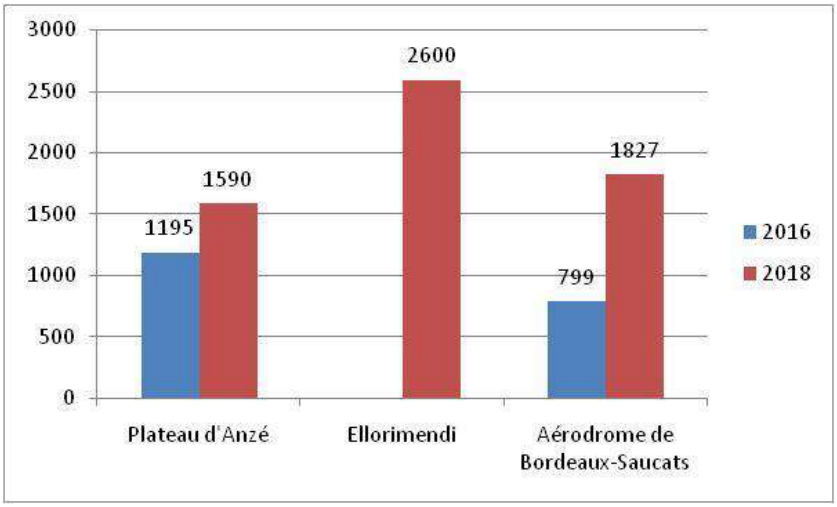


Fig. 252. Résultats des recensements de G. pneumonanthe sur les sites Plateau d'Anzé et Aérodrome de Bordeaux-Saucats en 2016 et 2018 et du site Ellorimendi en 2018.

Le comptage sur l'ensemble du périmètre de chaque site en 2018 permet également de calculer le pourcentage de pieds suivis dans le quadrat de 100m² par rapport au nombre total de pieds (Tab. LXV). Ce pourcentage a été calculé à partir du nombre de pieds comptés lors du dernier suivi du quadrat de 100m² qui, généralement, a été réalisé à une date proche de celle du comptage sur l'ensemble du périmètre de chaque site (Plateau d'Anzé : 1 à 10 jours d'intervalle ; Ellorimendi : 1 jour d'intervalle ; Aérodrome Bordeaux-Saucats : 3 jours d'intervalle). Ainsi, le Plateau d'Anzé est le site qui présente le pourcentage de pieds suivis le plus important par rapport au nombre total (52%). Les sites Ellorimendi et Aérodrome de Bordeaux-Saucats, quant à eux présente un pourcentage compris entre 10 et 20% (17% et 13% respectivement).

Tab. LXV. Pourcentage de pieds suivis dans le quadrat de 100m² (données dernier suivi) par rapport au nombre total de pieds sur les sites Plateau d'Anzé, Ellorimendi et Aérodrome Bordeaux-Saucats.

Sites	Nombre de pieds comptés lors du dernier suivi en 2018 dans le quadrat de 100m²	Nombre total de pieds sur le site	% de pieds suivis
Plateau d'Anzé	822	1590	52%
Ellorimendi	441	2600	17%
Aérodrome Bordeaux-Saucats	241	1827	13%

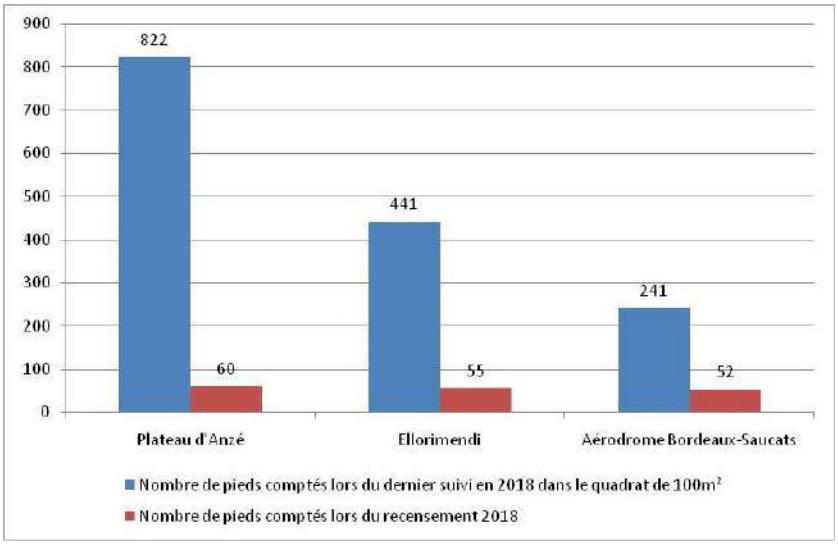


Fig. 253. Comparaison des données de comptage de pieds de G. pneumonanthe récoltées lors du dernier suivi du quadrat de 100m² et lors du recensement sur l'ensemble de l'emprise du site, pour les sites Plateau d'Anzé, Ellorimendi et Aérdorome de Bordeaux-Saucats.

Si on considère que le nombre de pieds, comptés lors du dernier suivi réalisé au niveau du quadrat de 100m², correspond à l'effectif quasi exhaustif, alors il est possible de calculer le pourcentage de sous-estimation du nombre de pieds de *G. pneumonanthe* (Fig. 253). Ainsi, pour le site Plateau d'Anzé, la population de *G. pneumonanthe* a été sous-estimée de 92.7% au niveau du quadrat de 100m², lors du recensement sur l'ensemble du site. Pour le site Ellorimendi, elle a été sous-estimée de 87.5% et pour le site de l'Aérodrome de Bordeaux-Saucats, la sous-estimation est de 78.4%.

D'après le tableau Tab. LXVI, pour chaque site, la distance moyenne observée au plus proche voisin est plus faible que la distance moyenne théorique ce qui induit un indice du plus proche voisin inférieur à 1. Cela signifie que pour l'ensemble des sites, *G. pneumonanthe* a une répartition plutôt spatiale agrégée et non aléatoire ou régulière. Les cartes en Annexe 10 illustre la répartition des *G. pneumonanthe* pour chaque site.

Tab. LXVI. Résultats de l'analyse du proche voisin.

	Plateau d'Anzé		Ellorimendi	Aérodrome de Bordeaux-Saucats		Pouchau
	2016	2018	2018	2016	2018	2017
Distance moyenne observée	-	1.00055520294e-05	0.608904520701	9.01050248199e-06	6.61444728366e-06	1.05029103791
Distance moyenne théorique	-	1.37196599971e-05	2.48619926723	2.54749224845e-05	0.000450358222224	8.37883108779
Indice du plus proche voisin	-	0.729285713459	0.244913804266	0.353700879265	0.0146870801003	0.125350544355
Nombre de points	-	1590	2600	799	1827	193
Z-score	-	-20.6509778391	-73.6570103782	-34.9492481692	-80.5701800295	-23.2457502544

– Evolution du nombre de G. pneumonanthe au cours du temps

Les figures suivantes (Fig. 254 à Fig. 258) montrent l'évolution, en 2018, du nombre de pieds de *G. pneumonanthe* et du nombre de hampes florales pour chacun des cinq sites. Globalement, une

augmentation du nombre de pieds de *G. pneumonanthe* ainsi que du nombre de hampes sont constatées au cours du temps. En moyenne, sur l'ensemble des sites le nombre de hampes par pied de *G. pneumonanthe* est de 2 hampes (Tab. LXVII). Pour tous les sites, le nombre minimal de hampes par pied est de 1. Plateau d'Anzé et Ellorimendi sont les deux sites qui présentent un nombre maximal de hampes par pied le plus élevé (21 et 24, respectivement). Les trois autres sites présentent un nombre maximal de hampes par pied de 9.

Tab. LXVII. Nombres minimales, maximales et moyens de hampes par pieds de G. pneumonanthe observés sur l'ensemble des suivis (2018).

Site	Nb min de hampes par pieds	Nb max de hampes par pieds	Nb moyen de hampes par pieds
Plateau d'Anzé	1	21	2
Ellorimendi	1	24	3
Aérodrome de Bordeaux-Saucats	1	9	2
Pouchau	1	9	2
Captieux	1	9	2

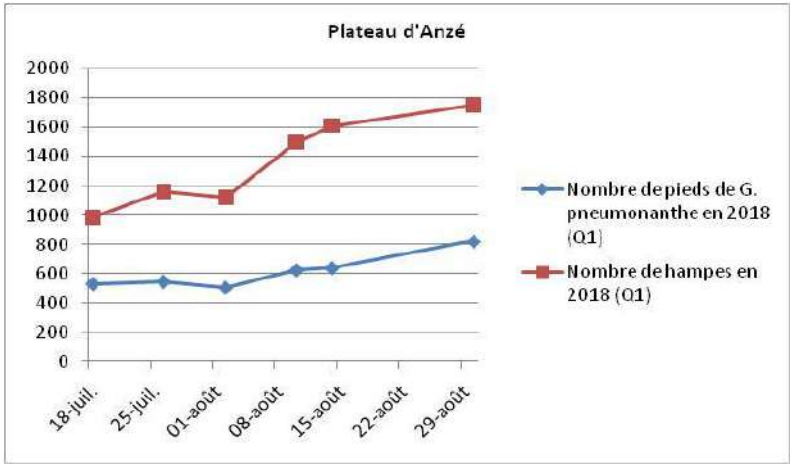


Fig. 254. Evolution du nombre de pieds et du nombre de hampes de Gentiana pneumonanthe au cours du temps sur le site Plateau d'Anzé en 2018.

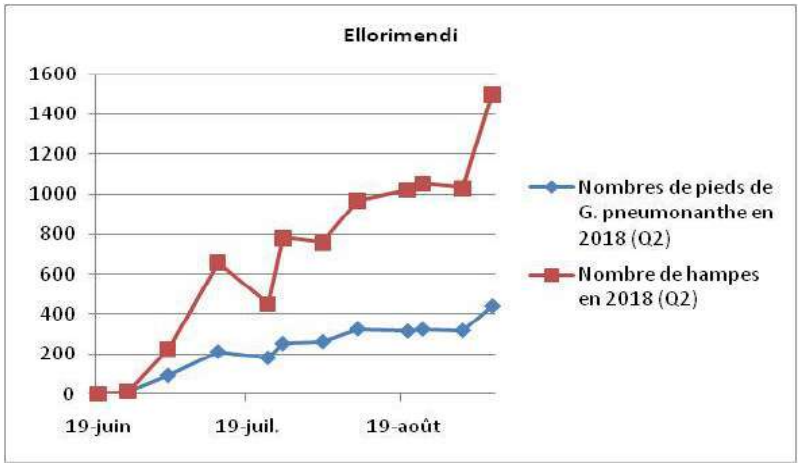


Fig. 255. Evolution du nombre de pieds et du nombre de hampes de Gentiana pneumonanthe au cours du temps sur le site Ellorimendi en 2018.

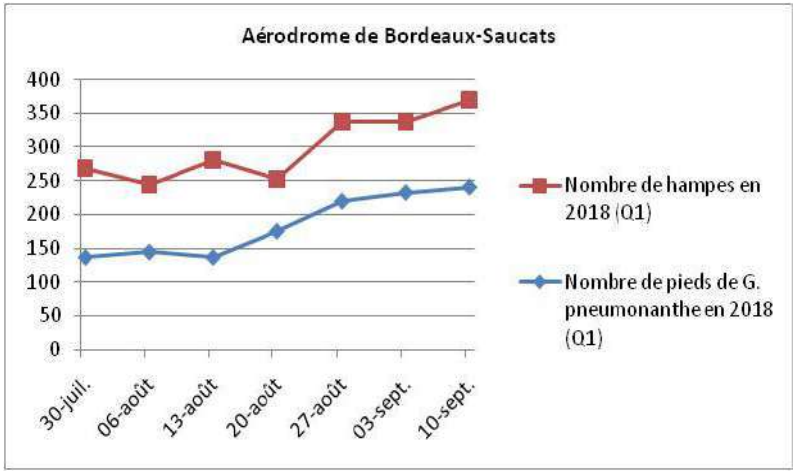


Fig. 256. Evolution du nombre de pieds et du nombre de hampes de G. pneumonanthe au cours du temps sur le site Aérodrome de Bordeaux-Saucats en 2018.

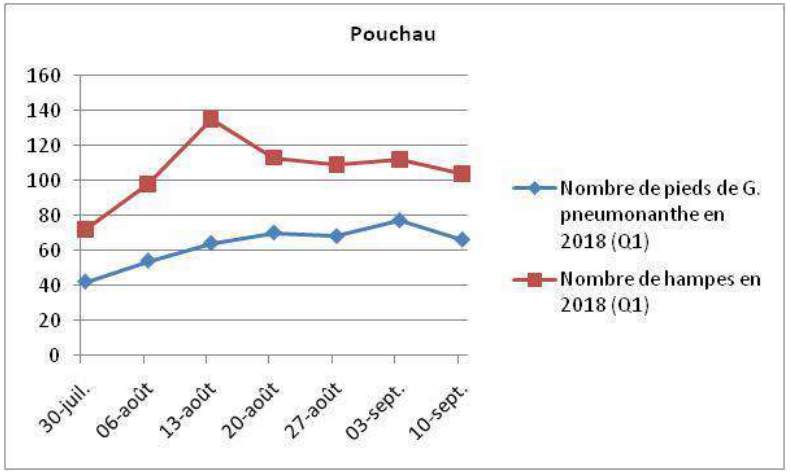


Fig. 257. Evolution du nombre de pieds et du nombre de hampes de Gentiana pneumonanthe au cours du temps sur le site Pouchau en 2018.

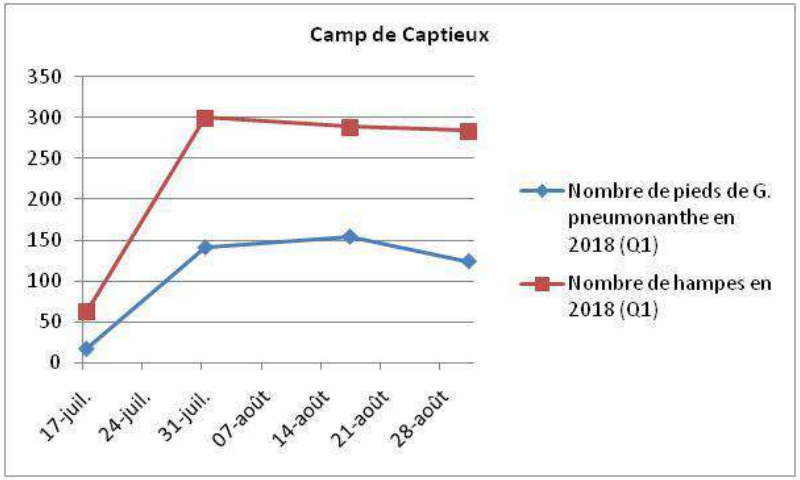


Fig. 258. Evolution du nombre de pieds et du nombre de hampes de Gentiana pneumonanthe au cours du temps sur le site Camp de Captieux en 2018.

- **Phénologie de Gentiana pneumonanthe**

– Evolution de la phénologie de G. pneumonanthe et des nombres de bourgeons et fleurs au cours du temps

Les figures suivantes (Fig. 259 à Fig. 260) montrent l'évolution de la phénologie des pieds de *G. pneumonanthe* et du nombre de bourgeons et de fleurs au cours du temps pour l'année 2018 pour chaque site.

Plateau d'Anzé

Au début des suivis, le 18 juillet, la majorité des pieds de *G. pneumonanthe* sont à l'état végétatif, le nombre de bourgeons est alors très faible et le nombre de fleurs est nul. Au fur et à mesure des suivis, le nombre de pieds à l'état végétatif diminue au profit du nombre de pieds au stade bourgeons. Des pieds de *G. pneumonanthe* sont observés en début de floraison à partir du 2 août. Le stade pleine floraison est observé dès le 26 juillet mais ne concerne que quelques individus jusqu'à la fin des suivis, date du 30 août, où presque 50% de *G. pneumonanthe* sont alors en pleine floraison. Le nombre de fleurs entre le 14 août et le 30 août a considérablement augmenté pour atteindre un nombre maximal de fleurs le 30 août. Le pic de floraison se situe donc fin août – début septembre. Le nombre moyen de fleurs par hampe est 0.55 et le nombre de moyen de fleurs par pied est 1.17.

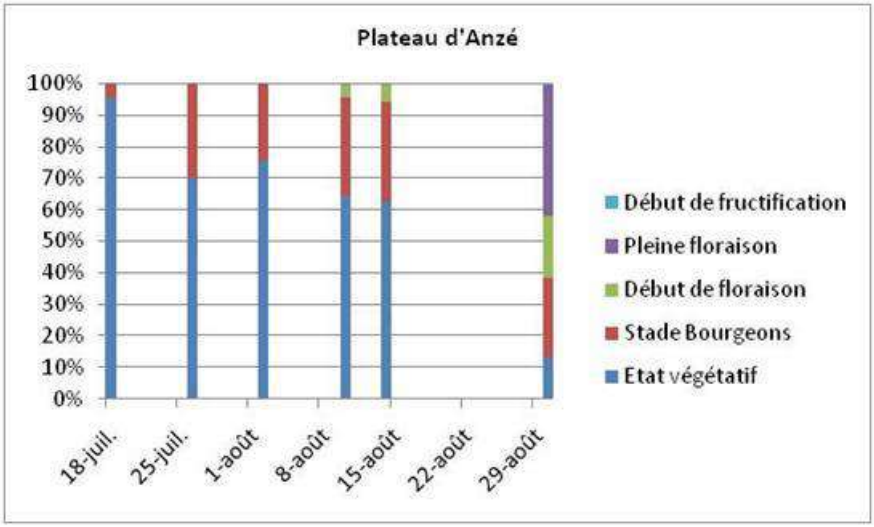


Fig. 259. Evolution, au cours du temps, du pourcentage de pieds de G. pneumonanthe selon les différents stades phénologiques pour le site Plateau d'Anzé en 2018.

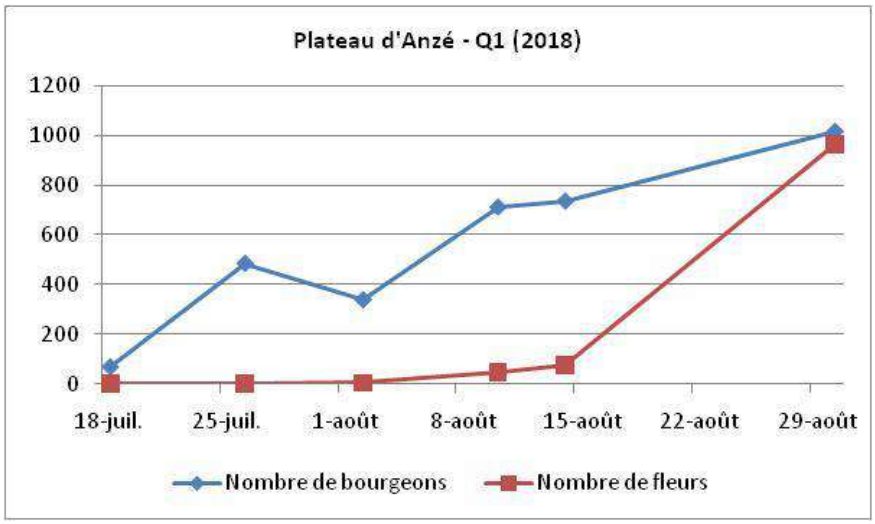


Fig. 260. Evolution, au cours du temps, du nombre de fleurs et de bourgeons pour le site Plateau d'Anzé en 2018.

Ellorimendi

Au début des suivis, le 19 juin, 100% des pieds de *G. pneumonanthe* sont au stade bourgeons, mais cela correspond à un seul pied observé possédant un seul bourgeon. A partir du 25 juin, le nombre de *G. pneumonanthe* sur le quadrat augmente et la majorité des pieds sont à l'état végétatif. De la même manière que sur le site Plateau d'Anzé, le nombre de pieds à l'état végétatif diminue au cours du temps en faveur du nombre de pieds au stade bourgeons. Le stade début de floraison est observé à partir du 13 juillet mais ne concerne qu'un seul individu et le stade pleine floraison est observé 13 jours plus tard et ne concerne également qu'un seul individu. Ce n'est qu'à partir du 20 août que le nombre de fleurs augmente considérablement (10/08: 10 fleurs, 20/08: 112 fleurs). Le nombre de pieds en début de floraison augmente alors : 2% des pieds sont en début de floraison le 10/08 contre 26% des pieds le 20/08. Par contre, la proportion de pieds en pleine floraison reste assez faible : elle varie de 1 à 7% entre le 10 août et le 6 septembre. Le nombre maximal de fleurs est atteint le 6 septembre (601 fleurs) à la fin des suivis alors que le nombre maximal de pieds en pleine floraison est atteint le 23 août. Le pic de floraison se situerait donc fin août – début septembre. Le nombre moyen de fleurs par hampe est 0.40 et le nombre moyen de fleurs par pied est 1.36. Le stade début de fructification est observé à partir du 31 août. Ellorimendi est d'ailleurs le seul site où ce stade est observé (Fig. 261–Fig. 262).

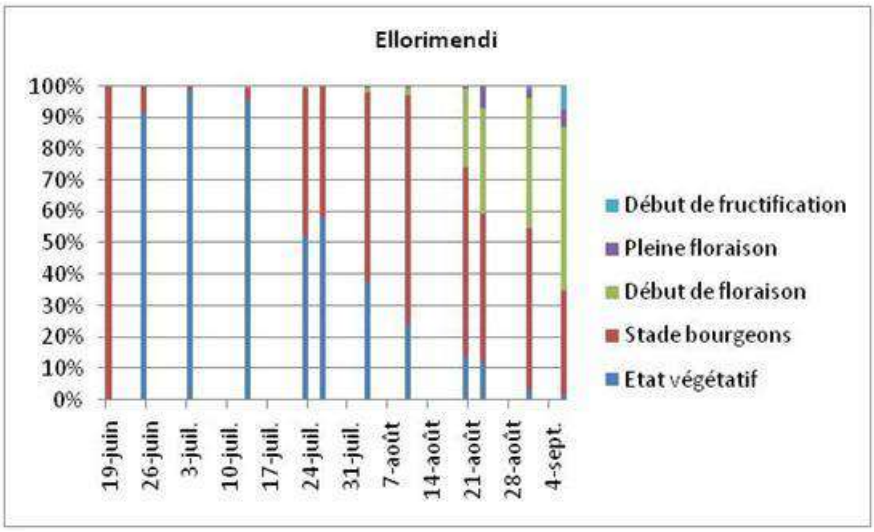


Fig. 261. Evolution, au cours du temps, du pourcentage de pieds de G. pneumonanthe selon les différents stades phénologiques pour le site Ellorimendi en 2018.

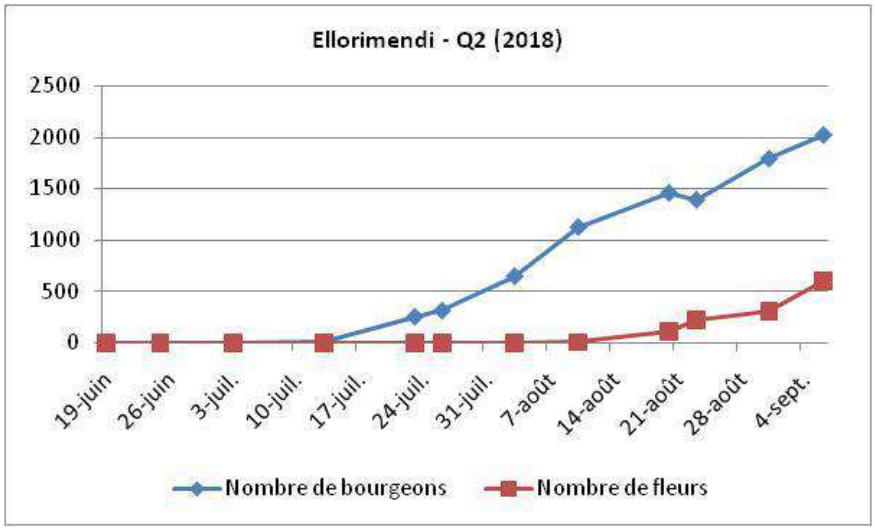


Fig. 262. Evolution, au cours du temps, du nombre de fleurs et de bourgeons pour le site Ellorimendi en 2018.

Aérodrome de Bordeaux-Saucats

Au début des suivis, le 30 juillet, la majorité des pieds de *G. pneumonanthe* est au stade végétatif. Au fur et à mesure des suivis, le nombre de bourgeons augmente laissant apparaitre une proportion de pieds au stade bourgeons qui augmente au détriment de la proportion de pieds à l'état végétatif. Le stade début de floraison n'est observé qu'à partir du 20 août mais ne concerne que très peu d'individus (1 à 5% des pieds en début de floraison entre le 20/08 et le 3/09). A la fin des suivis, le 10 septembre, la moitié des pieds est au stade bourgeons et seulement 15% des pieds sont en début de floraison et 1% en pleine floraison. Le nombre de fleurs observées sur le quadrat est d'ailleurs très faible (47 fleurs). Le nombre moyen de fleurs par hampe est alors 0.13 et le nombre moyen de fleurs par pied est de 0.20 (Fig. 263–Fig. 264).

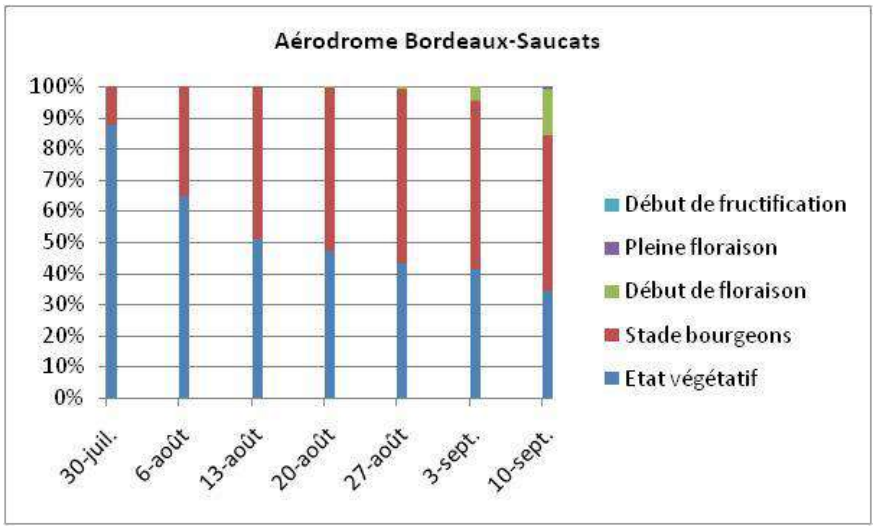


Fig. 263. Evolution, au cours du temps, du pourcentage de pieds de G. pneumonanthe selon les différents stades phénologiques pour le site Aérodrome de Bordeaux-Saucats en 2018.

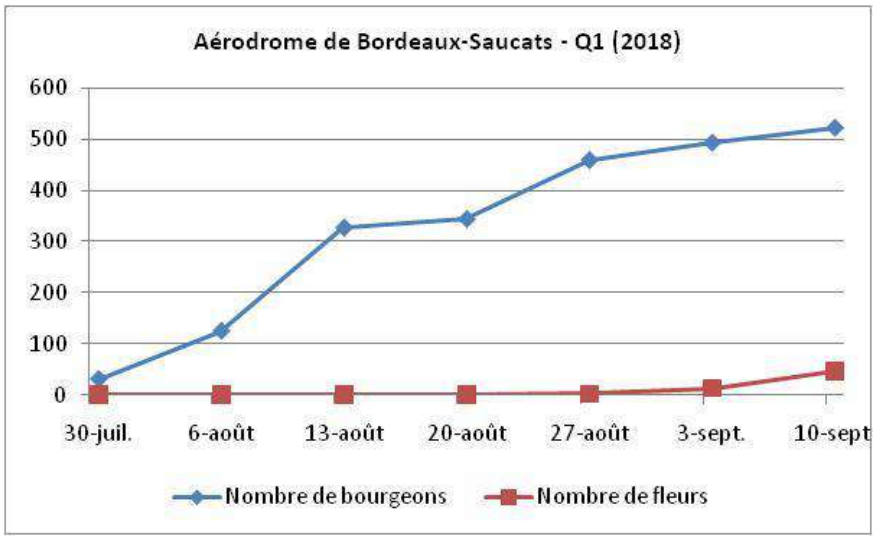


Fig. 264. Evolution, au cours du temps, du nombre de fleurs et de bourgeons pour le site Aérodrome de Bordeaux-Saucats en 2018.

Pouchau

La population de *G. pneumonanthe* du site Pouchau présente une dynamique similaire à celle du site de l'aérodrome. En effet, le nombre de pieds de *G. pneumonanthe* à l'état végétatif diminue au cours du temps au profit du nombre de pieds au stade bourgeons. Le stade début de floraison est observé le 27 août et ne concerne qu'un seul individu. Le 3 septembre, la majorité des pieds de *G. pneumonanthe* reste à l'état végétatif, un tiers sont à l'état bourgeons et un autre tiers est en début de floraison. Le stade en pleine floraison n'est d'ailleurs pas observé sur ce site dans le quadrat. Comme sur le site Aérodrome de Bordeaux-Saucats, le nombre de fleurs est également très faible (4). Le nombre moyen de fleurs par hampe est 0.04 et le nombre de moyen de fleurs par pied est 0.06 (Fig. 265-Fig. 266).

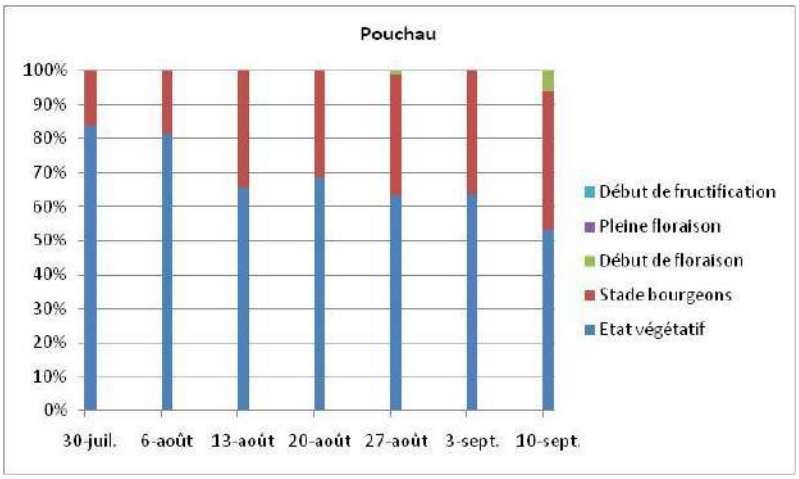


Fig. 265. Evolution, au cours du temps, du pourcentage de pieds de G. pneumonanthe selon les différents stades phénologiques pour le site Pouchau en 2018.

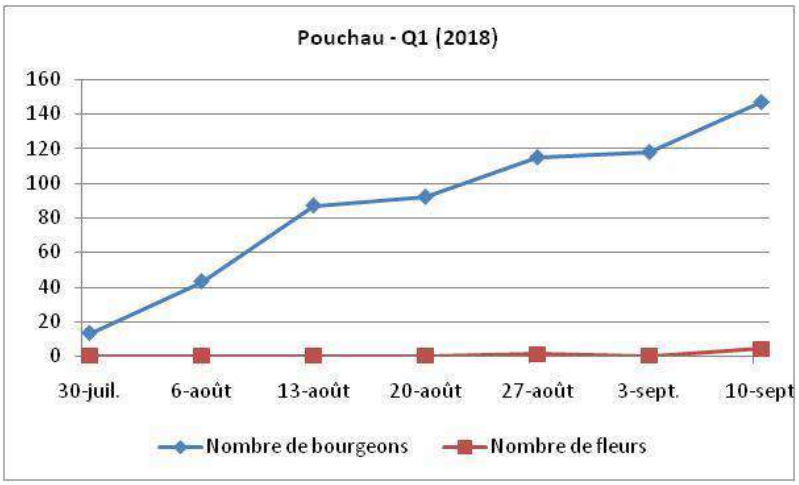


Fig. 266. Evolution, au cours du temps, du nombre de fleurs et de bourgeons pour le site Pouchau en 2018.

Camp de Captieux

Au début des suivis, le 17 juillet, un peu plus de la moitié des pieds de *G. pneumonanthe* sont à l'état végétatif (59%), le reste étant au stade bourgeon. Le nombre de bourgeons augmente au cours du temps pour atteindre un maximum le 17 août (192) puis diminue (138 le 31 août). C'est à partir du deuxième suivi (31 juillet) que des pieds de *G. pneumonanthe* sont observés en début de floraison (7% des pieds) et en pleine floraison (1% des pieds) avec un total de 13 fleurs. Ces proportions augmentent au cours du temps avec 11% des pieds en début de floraison et 17% en pleine floraison en fin de suivis (31 août) avec un total de 60 fleurs. Le pic de floraison se situerait donc fin août. Le nombre moyen de fleurs par hampe est 0.21 et le nombre de moyen de fleurs par pied est 0.48 (Fig. 267–Fig. 268).

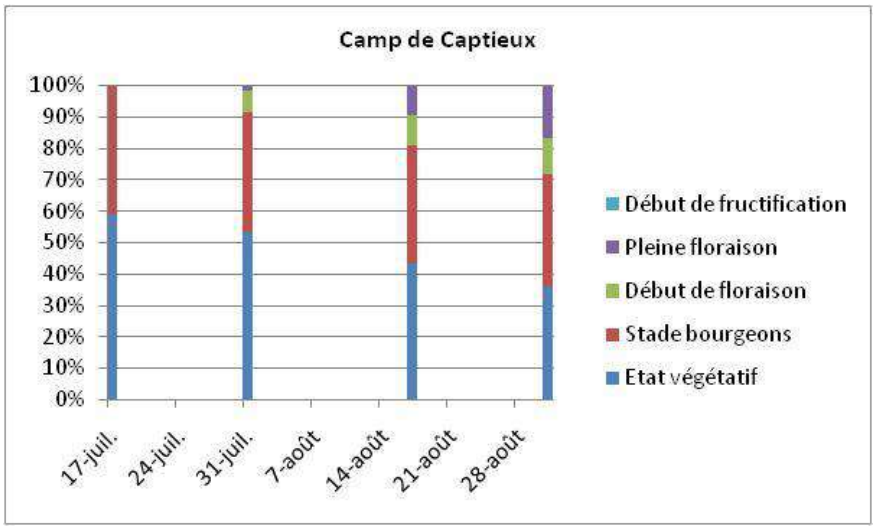


Fig. 267. Evolution, au cours du temps, du pourcentage de pieds de G. pneumonanthe selon les différents stades phénologiques pour le site Camp de Captieux en 2018.

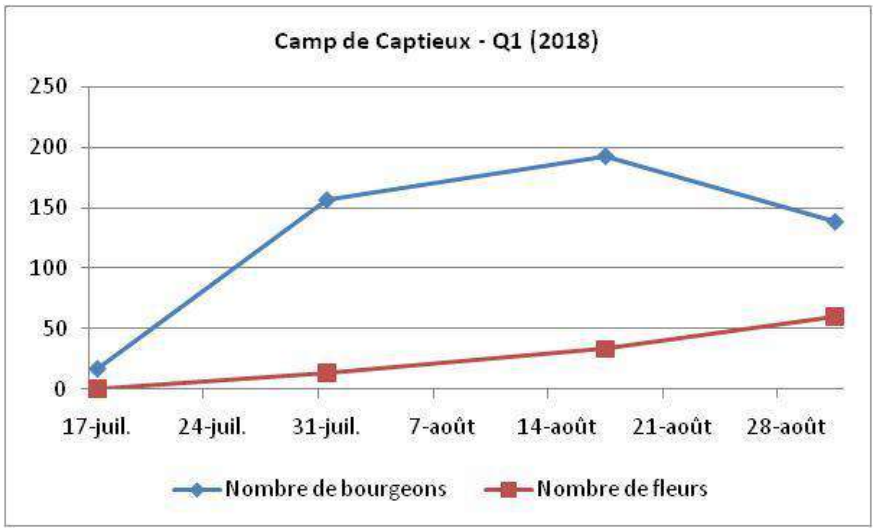


Fig. 268. Evolution, au cours du temps, du nombre de fleurs et de bourgeons pour le site Camp de Captieux en 2018.

Comparaison de la phénologie entre site

Le Tab. LXVIII présente les dates de pic de floraison et de début de la période de floraison pour les cinq sites. La première date correspond à la date où le nombre de fleurs est maximal et la deuxième correspond à la date à laquelle les premiers pieds au stade début de floraison (au moins une fleur épanouie, nombre de bourgeons inférieur au nombre de fleurs épanouies) sont observés. Le site Ellorimendi, situé au Pays-Basque et caractérisé par une pluviométrie relativement plus importante, est le site où *G. pneumonanthe* commence à fleurir le plus tôt. Les sites Camp de Captieux et Plateau d'Anzé présentent des dates de pic de floraison et de début de période de floraison quasi similaires (1 à 2 jours d'écart). Or, les contextes de ces deux sites sont très différents : Camp de Captieux est situé dans le triangle Landais et Plateau d'Anzé est situé en montagne à 800m d'altitude. Les deux derniers sites (Aérodrome de Bordeaux-Saucats et Pouchau), les deux sites les plus au nord, sont ceux qui présentent une date de début de période de floraison la plus tardive (fin août). Il en est de même pour les dates de pic de floraison auxquelles le nombre de fleurs et d'individus en pleine floraison sont d'ailleurs très faibles pour les deux sites.

Tab. LXVIII. Dates de pic de floraison (nombre maximal de fleurs) et de début de floraison (apparition des premiers pieds au stade début floraison) pour les cinq sites.

Sites	Pic de floraison	Début période de floraison
Plateau d'Anzé	30 août	2 août
Ellorimendi	6 septembre	13 juillet
Camp de Captieux	31 août	31 juillet
Aérodrome Bordeaux-Saucats	10 septembre	20 août
Pouchau	10 septembre	27 août

- **Pontes de *Phengaris alcon***

– Evolution du nombre de pontes au cours du temps

Les figures suivantes (Fig. 269 à Fig. 273) montrent l'évolution du nombre de pontes au cours du temps à l'échelle du quadrat de 100m² pour chaque site. Pour l'ensemble des sites, excepté le site Ellorimendi, des pontes sont déjà présentes lors du premier suivi, sachant que chaque suivi débute une semaine avant la date connue de première floraison de *G. pneumonanthe*. Pour le site Ellorimendi, ce n'est qu'à partir du sixième passage que des pontes ont été observées sur le quadrat. Pour chaque site, le profil est le même : à partir du jour où des pontes ont été observées, le nombre de pontes augmentent au cours du temps pour atteindre un pic puis ce nombre diminue. Les dates d'atteinte du pic du nombre de pontes varient en fonction des sites.

Plateau d'Anzé : le nombre maximal d'œufs pondus est atteint le 14 août avec 1680 œufs au total de recensés. Le nombre moyen de femelles est alors estimé à 21 (nombre max estimé : 34, nombre min estimé : 13) et le nombre de mâles est estimé à 26 (nombre max estimé : 41, nombre min estimé : 16).

Ellorimendi : le nombre maximal d'œufs pondus est atteint le 20 août avec 147 œufs au total de recensés. Le nombre moyen de femelles est alors estimé à 2 (nombre max estimé : 3, nombre min estimé : 1) et le nombre de mâles est estimé à 2 (nombre max estimé : 4, nombre min estimé : 1).

Aérodrome de Bordeaux–Saucats : le nombre maximal d'œufs pondus est atteint le 27 août avec 385 œufs au total de recensés. Le nombre moyen de femelles est alors estimé à 5 (nombre max estimé : 8, nombre min estimé : 3) et le nombre de mâles est estimé à 6 (nombre max estimé : 9, nombre min estimé : 4).

Pouchau : le nombre maximal d'œufs pondus est atteint le 27 août avec 672 œufs au total de recensés. Le nombre moyen de femelles est alors estimé à 8 (nombre max estimé : 13, nombre min estimé : 5) et le nombre de mâles est estimé à 10 (nombre max estimé : 16, nombre min estimé : 6).

Camp de Captieux : le nombre maximal d'œufs pondus est atteint le 17 août avec 349 œufs au total de recensés. Le nombre moyen de femelles est alors estimé à 4 (nombre max estimé : 7, nombre min estimé : 3) et le nombre de mâles est estimé à 5 (nombre max estimé : 9, nombre min estimé : 3).

– Nombre moyen d'œufs pondus sur les bourgeons ou fleurs

Le Tab. LXIX donne le nombre moyen d'œufs pondus par bourgeon/fleur calculé sur l'ensemble des dates de suivis et des pieds avec pontes portant des bourgeons et/ou fleurs pour les sites Plateau d'Anzé et Ellorimendi et sur l'ensemble des dates de suivis et l'ensemble des hampes avec pontes portant des bourgeons et/ou fleurs pour les trois autres sites. Pour les cinq sites, ce nombre reste assez faible, Pouchau étant le site qui présente en moyenne le plus d'œufs par bourgeon et/ou fleur. Le Tab. LXIX donne également le nombre moyen maximal d'œufs pondus par bourgeon et/ou fleur parmi

l'ensemble des dates de suivis. Les sites Ellorimendi et Aérodrome de Bordeaux-Saucats sont les sites qui présentent des nombres moyens maximaux les plus faibles et Plateau d'Anzé est le site qui présente le nombre maximal avec au maximum 20 œufs pondus sur un même bourgeon ou même fleur.

Tab. LXIX. Nombre moyen d'œufs pondus par bourgeon/fleur sur l'ensemble des suivis et nombre moyen maximal parmi l'ensemble des suivis

Sites	Nombre moyen d'œufs pondus par bourgeon/fleur	Nombre moyen maximal d'œufs pondus par bourgeon/fleur
Plateau d'Anzé	3	20
Ellorimendi	1	4
Aérodrome de Bordeaux-Saucats	1	6
Pouchau	5	15
Camp de Captieux	3	16

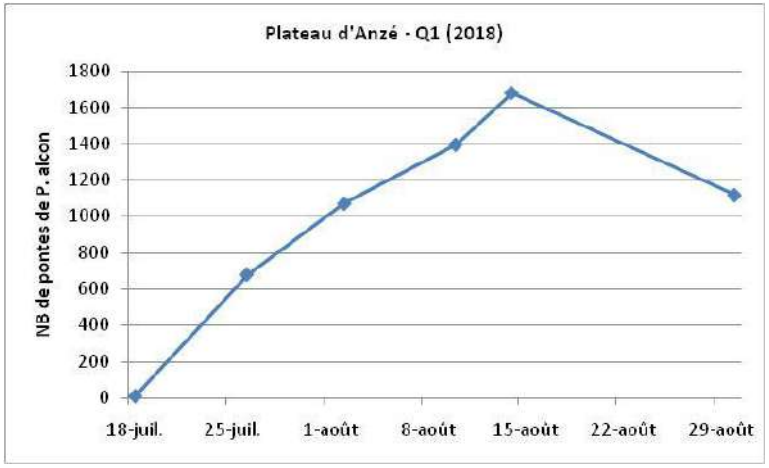


Fig. 269. Evolution du nombre d'œufs pondus par Phengaris alcon au cours du temps sur le site Plateau d'Anzé en 2018.

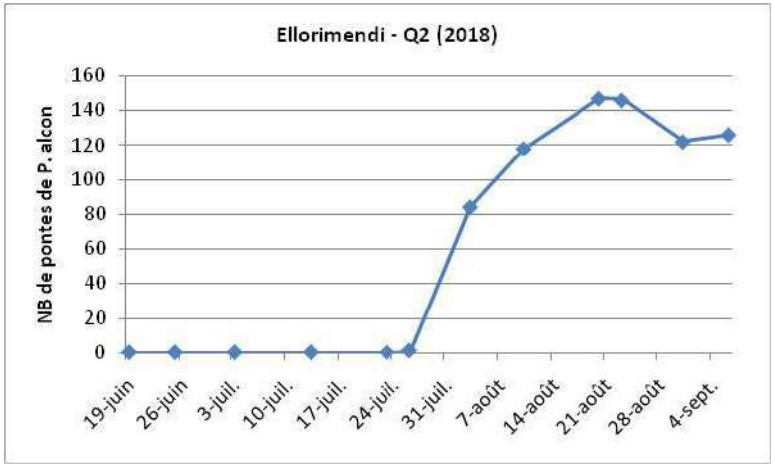


Fig. 270. Evolution du nombre d'œufs pondus par Phengaris alcon au cours du temps sur le site Ellorimendi en 2018.

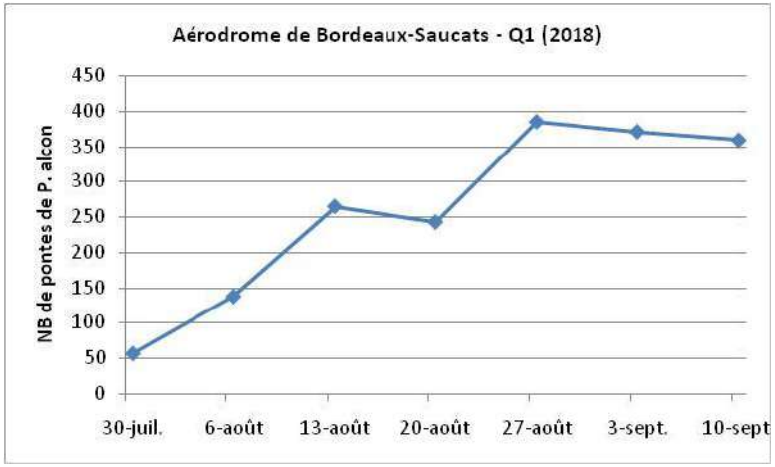


Fig. 271. Evolution du nombre d'œufs pondus par Phengaris alcon au cours du temps sur le site Aérodrome de Bordeaux-Saucats en 2018.

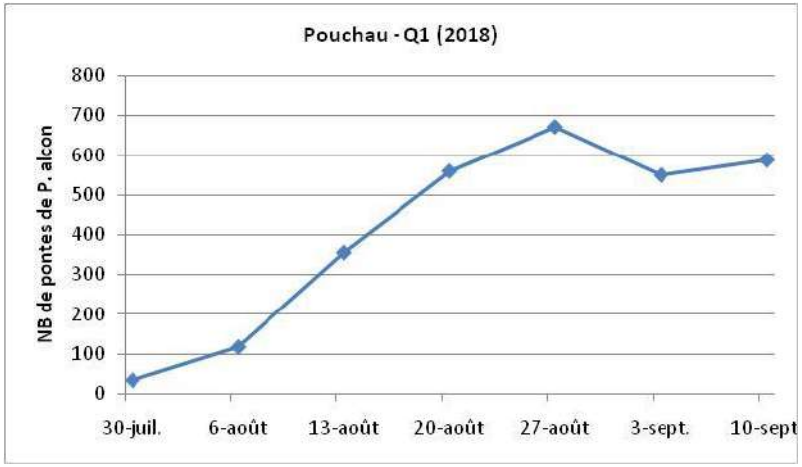


Fig. 272. Evolution du nombre d'œufs pondus par Phengaris alcon au cours du temps sur le site Pouchau en 2018.

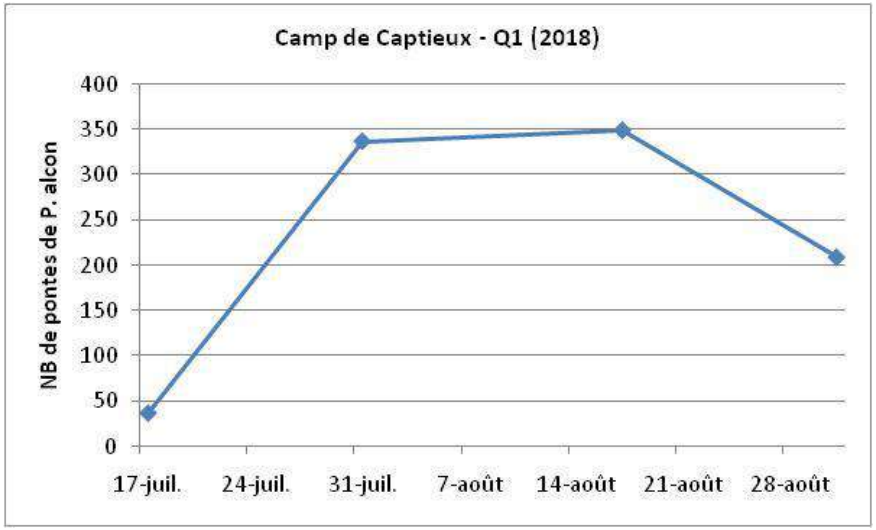


Fig. 273. Evolution du nombre d'œufs pondus par Phengaris alcon au cours du temps sur le site Camp de Captieux en 2018.

– Evolution des proportions de pontes en fonction du positionnement sur G. pneumonanthe au cours du temps.

Les figures suivantes (Fig. 274 à Fig. 278) montrent l'évolution des proportions de pontes en fonction du positionnement sur *G. pneumonanthe* au cours du temps. Trois catégories de positions sont considérées : sur la tige, sur les feuilles et sur les feuilles ou bourgeons. Globalement, pour l'ensemble des sites, une grande majorité des œufs sont pondus au niveau des bourgeons ou des fleurs et ce tout au long du suivi.

- Plateau d'Anzé : de 75% à 95% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons en fonction des dates de suivi ; en moyenne 84% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons, 6% sur les feuilles et 9% sur la tige ;
- Ellorimendi : de 95% à 99% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons en fonction des dates de suivi ; en moyenne 84% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons, 15% sur les feuilles et 1% sur la tige ;
- Aérodrome de Bordeaux-Saucats : de 30% à 92% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons en fonction des dates de suivi ; en moyenne 78% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons, 18% sur les feuilles et 4% sur la tige ;
- Pouchau : de 69% à 12% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons en fonction des dates de suivi ; en moyenne 81% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons, 16% sur les feuilles et 3% sur la tige ;
- Camp de Captieux : de 95% à 98% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons en fonction des dates de suivi ; en moyenne 95% des œufs sont pondus sur les fleurs ou bourgeons, 4% sur les feuilles et 1% sur la tige.

Quelques fluctuations sont tout de même observables pour certains sites. Sur le site Ellorimendi, le 26 juillet, début de période de pontes de l'Azuré des mouillères sur ce site, un seul œuf, situé sur une feuille, a été observé ce qui conduit à 100% des œufs pondus au niveau des feuilles. Sur le site de l'Aérodrome de Bordeaux-Saucats, le 30 juillet, date de premier suivi, la moitié des œufs observés sont pondus sur les feuilles, un tiers sur les bourgeons ou fleurs et le reste sur la tige.

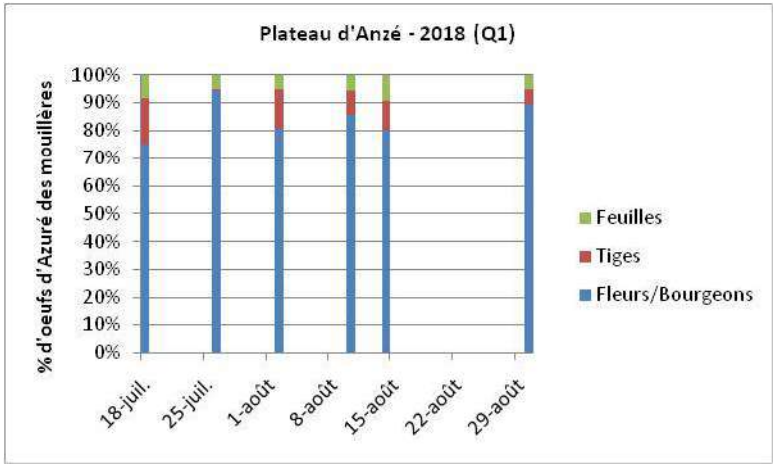


Fig. 274. Evolution au cours du temps des proportions d'œufs pondus en fonction de leur positionnement sur G. pneumonanthe pour le site Plateau d'Anzé en 2018.

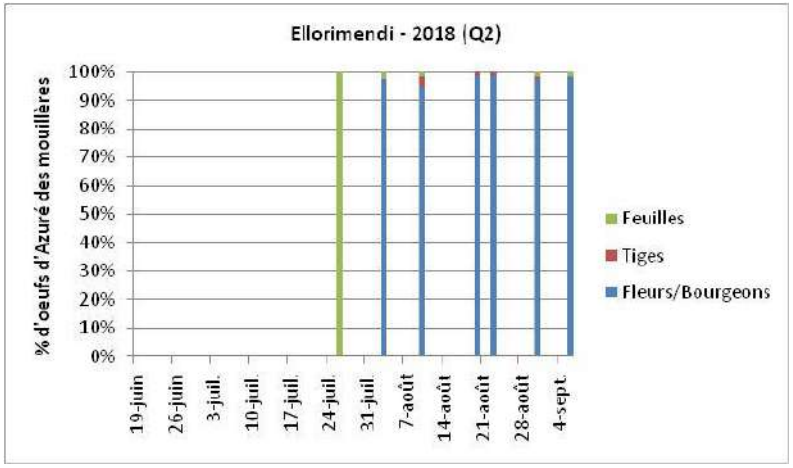


Fig. 275. Evolution au cours du temps des proportions d'œufs pondus en fonction de leur positionnement sur G. pneumonanthe pour le site Ellorimendi en 2018.

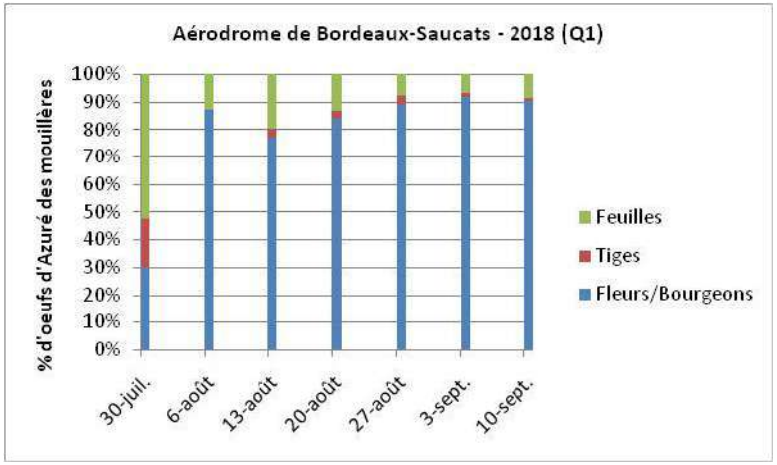


Fig. 276. Evolution au cours du temps des proportions d'œufs pondus en fonction de leur positionnement sur G. pneumonanthe pour l'Aérodrome Bordeaux-Saucats en 2018.

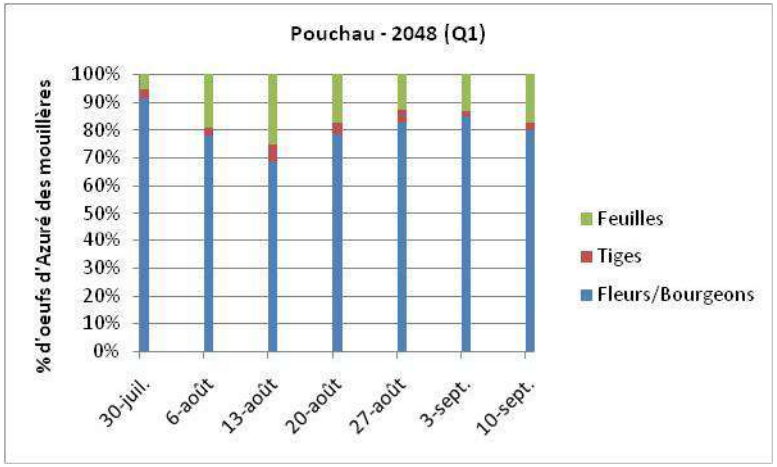


Fig. 277. Evolution au cours du temps des proportions d'œufs pondus en fonction de leur positionnement sur G. pneumonanthe pour le site Pouchau en 2018.

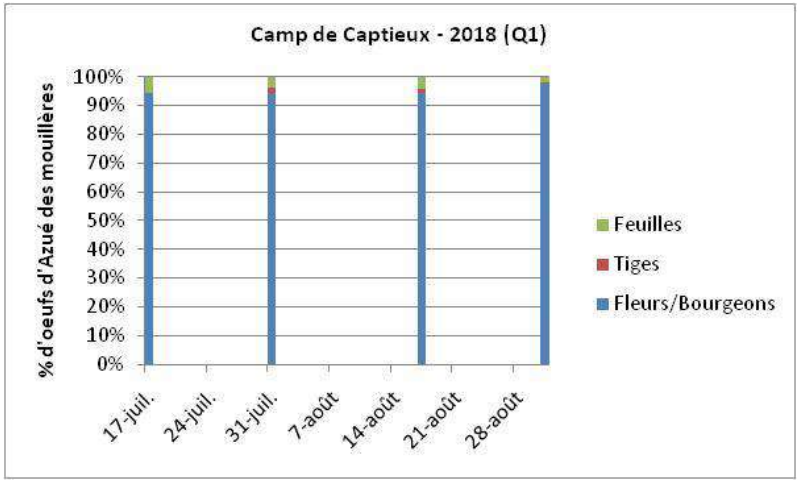


Fig. 278. Evolution au cours du temps des proportions d'œufs pondus en fonction de leur positionnement sur G. pneumonanthe pour le site Camp de Captieux en 2018.

– Comparaison des proportions d'œufs pondus en fonction du positionnement sur G. pneumonanthe entre 2017 et 2018

En 2017, trois sites (Plateau d'Anzé, Elloridmendi, Aérodrome de Bordeaux-Saucats) avaient bénéficié d'un suivi régulier sur un quadrat de 100m². Les figures suivantes comparent donc les données de proportions d'œufs pondus en fonction de leur positionnement sur *G. pneumonanthe* entre l'année 2017 et l'année 2018 pour les trois sites. Les figures des sites Plateau d'Anzé et Ellorimendi comparent des données issues de deux quadrats de suivis différents alors que pour le site de l'Aérodrome de Bordeaux-Saucats, les données proviennent du même quadrat de suivis.

Plateau d'Anzé (Fig. 279) : en 2017, en moyenne 92% des œufs étaient pondus sur les fleurs bourgeons, 6% sur les feuilles et 2% sur la tige. En 2018, la proportion moyenne d'œufs pondus sur les feuilles reste inchangée. Par contre la proportion d'œufs pondus sur les fleurs/bourgeons a légèrement diminué (84%) en faveur des œufs pondus sur la tige (9%).

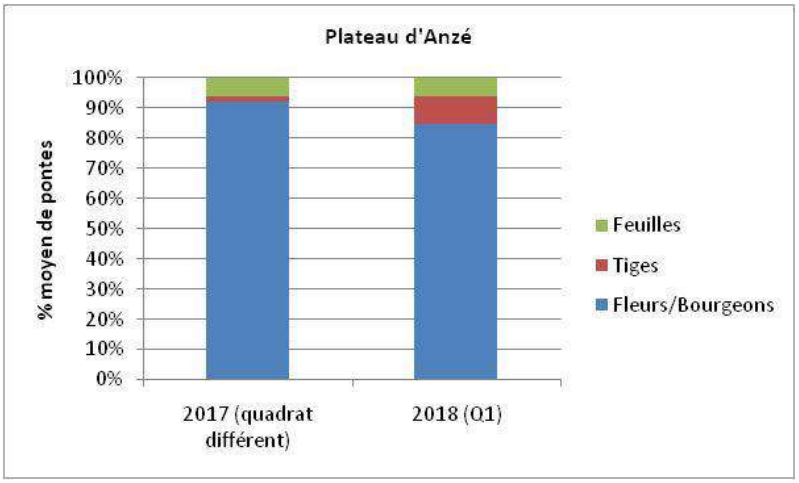


Fig. 279. Comparaison 2017 et 2018 des proportions d'œufs pondus en fonction de leur position sur G. pneumonanthe pour le site Plateau d'Anzé.

Ellorimendi (Fig. 280) : en 2017, 100% des œufs étaient pondus sur les fleurs et bourgeons alors qu'en 2018, ce sont en moyenne 84% des œufs qui sont pondus sur les fleurs et bourgeons. Cependant, en 2017, seulement 10 œufs avaient été observés tout au long des suivis.

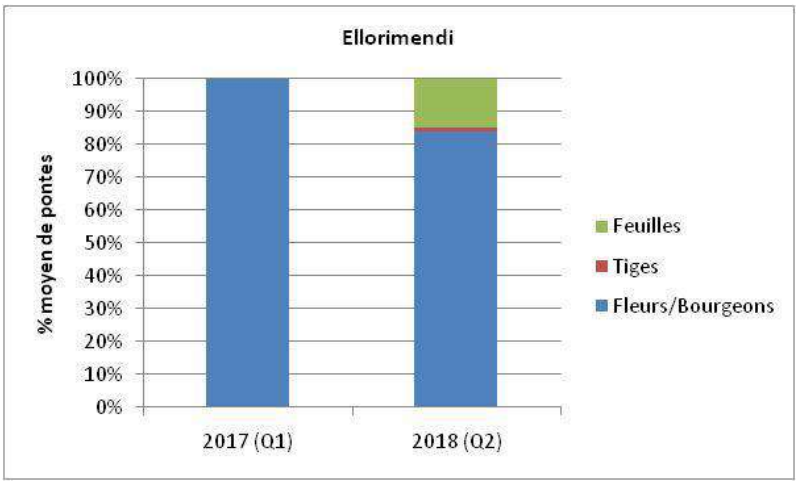


Fig. 280. Comparaison 2017 et 2018 des proportions d'œufs pondus en fonction de leur position sur G. pneumonanthe pour le site Ellorimendi.

Aérodrome de Bordeaux-Saucats (Fig. 281) : les proportions d'œufs pondus sur les différentes catégories n'ont que très peu évoluées entre 2017 et 2018.

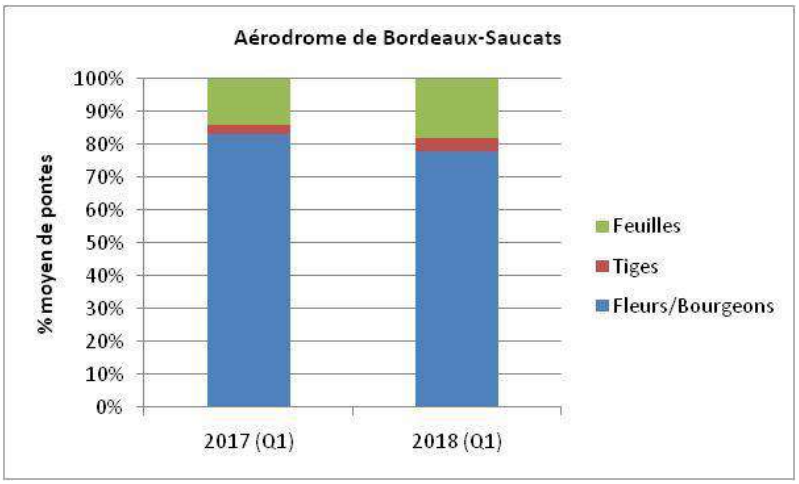


Fig. 281. Comparaison 2017 et 2018 des proportions d'œufs pondus en fonction de leur position sur G. pneumonanthe pour le site Aérodrome de Bordeaux-Saucats.

- ***Gentiana pneumonanthe* et *Phengaris alcon***

– Evolution de la proportion de hampes/pied avec et sans œufs au cours du temps

Les figures suivantes (Fig. 282 à Fig. 286) montrent l'évolution des proportions de pieds (Plateau d'Anzé, Ellorimendi) ou de hampes (Aérodrome Bordeaux-Saucats, Pouchau, Camp de Captieux) avec et sans œuf au cours du temps. Pour l'ensemble des sites, la proportion de hampes ou de pieds sans œufs est nettement supérieure à la proportion de hampes ou de pieds avec œufs. De plus, cette proportion n'évolue que très peu au cours du temps et a tendance à augmenter au fil des suivis.

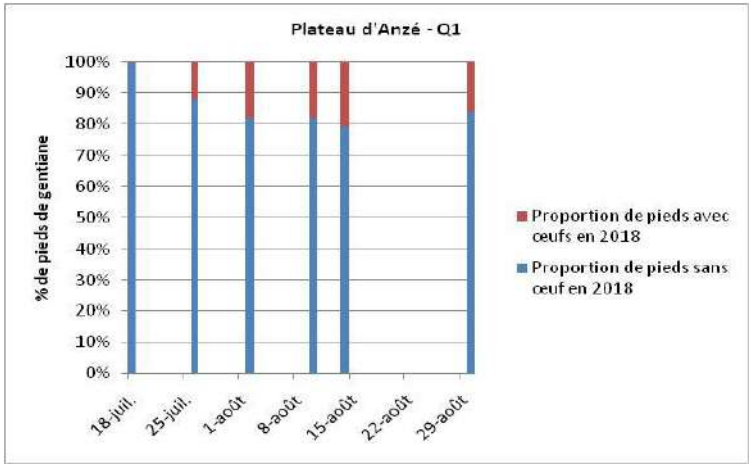


Fig. 282. Evolution au cours du temps des proportions de pieds de G. pneumonanthe avec et sans pontes pour le site Plateau d'Anzé en 2018.

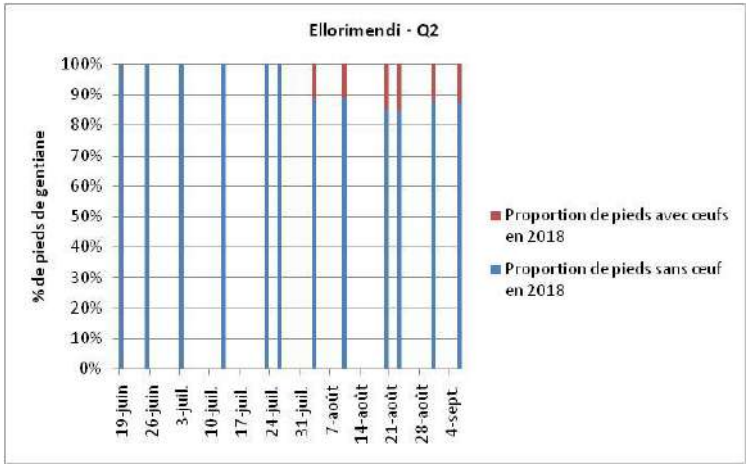


Fig. 283. Evolution au cours du temps des proportions de pieds de G. pneumonanthe avec et sans pontes pour le site Ellorimendi en 2018.

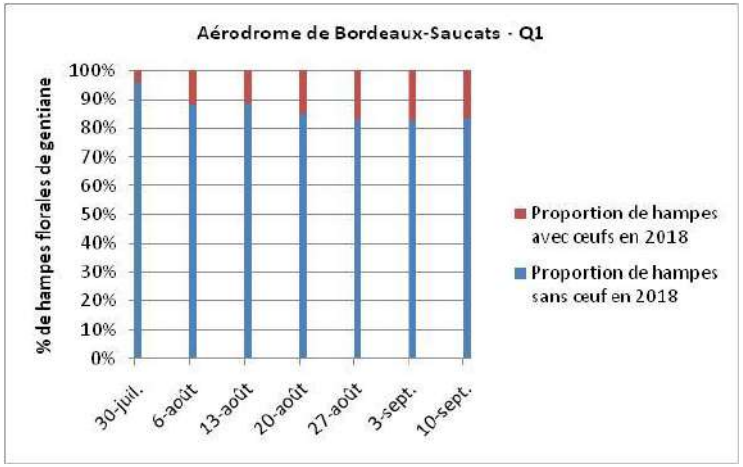


Fig. 284. Evolution au cours du temps des proportions de hampes de G. pneumonanthe avec et sans pontes pour le site Aérodrome Bordeaux-Saucats en 2018.

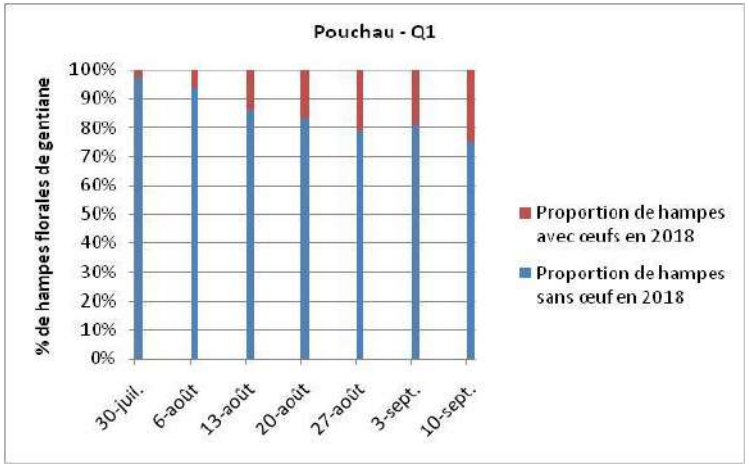


Fig. 285. Evolution au cours du temps des proportions de hampes de G. pneumonanthe avec et sans pontes pour le site Pouchau en 2018.

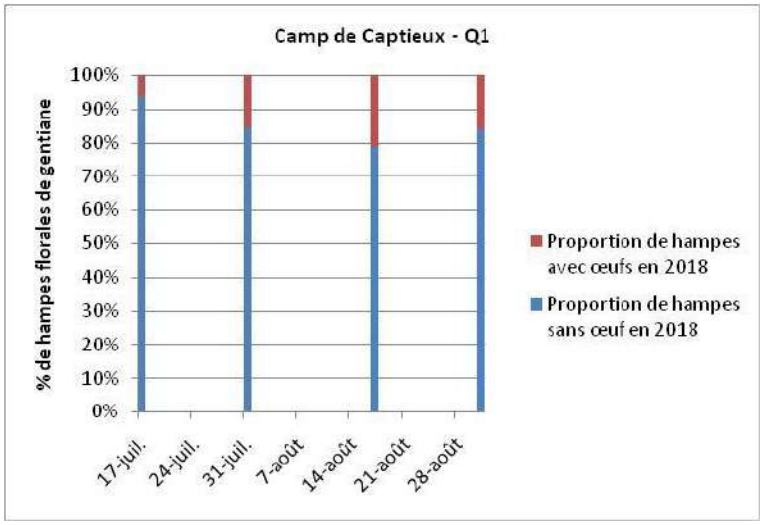


Fig. 286. Evolution au cours du temps des proportions de hampes de G. pneumonanthe avec et sans pontes pour le site Camp de Captieux en 2018.

6.4.3 Discussion

L'objectif global de l'étude est de déterminer les impacts potentiels du changement climatique sur les populations de *Gentiana pneumonanthe* et d'en évaluer les conséquences sur les populations de *Phengaris alcon* dont la survie dépend en partie de cette plante. En 2018, l'objectif était de mettre en place les premiers suivis et d'en analyser les premiers résultats par une approche descriptive.

– Méthode et effort d'échantillonnage

Le recensement des pieds de *G. pneumonanthe* sur l'ensemble du périmètre de chaque site, réalisé tous les deux ans, a pour but de voir si des changements opèrent au niveau de la répartition de *G. pneumonanthe* au cours du temps. D'après l'analyse du plus proche voisin, il apparait que les gentianes se distribuent de manière plutôt agrégative sur l'ensemble des sites étudiés, avec des zones où la densité de *G. pneumonanthe* est donc plus importante. La méthode de suivi étant assez lourde dans son application (4 à 6 h pour la lecture d'un quadrat de 100m²), la décision prise en 2017 a été de ne suivre qu'un seul quadrat de 100m² par an, afin d'obtenir un compromis entre temps passé et pression d'observation (MALLARD, 2017b). Les quadrats de suivis ont donc été positionnés dans les zones à forte densité de *G. pneumonanthe*, la répartition spatiale de cette plante s'y prêtant bien, afin d'observer un maximum de pieds dans un même quadrat. Il avait été évoqué la possibilité de changer de place un quadrat si la densité de *G. pneumonanthe* à l'intérieur de celui-ci venait à être trop faible pour une quelconque raison (modification des conditions édaphiques, perturbations, etc.). Cependant, un tel changement risquerait d'interférer dans la continuité du suivi. Cette proposition peut donc faire l'objet d'une discussion lors du prochain conseil scientifique du programme en 2019.

Aussi, une importante sous-estimation du nombre de pieds de *G. pneumonanthe* a été constatée lors de leur recensement sur l'ensemble du périmètre des sites. C'est ainsi plus de la moitié des pieds de *G. pneumonanthe* qui n'est pas détectée lors de ce recensement. Cela est cependant normal puisque l'effort de détection est beaucoup moins important par rapport à l'effort mis en œuvre lors des suivis du quadrat (végétation minutieusement fouillée). La surface de chaque site étant importante, il était nécessaire de faire un compromis entre temps passé à détecter les gentianes et la pression d'observation.

Enfin, pour suivre la phénologie d'une espèce de plante, il est vivement recommandé de suivre au moins 10 à 20% des individus composant la population (CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL SUD-ATLANTIQUE, 2017). Le Plateau d'Anzé est le site qui présente le plus gros pourcentage d'individus suivis par rapport au nombre total de pieds de *G. pneumonanthe* (52% d'individus suivis), ce pourcentage étant nettement supérieur à celui recommandé. Les sites Ellorimendi et Aérodrome de Bordeaux-Saucats, quant à eux, présentent un pourcentage d'individus suivis proche de 15%, ce qui correspond à la valeur recommandée. Ainsi, ces chiffres, pris isolément, semblent indiquer que le suivi d'un seul quadrat de 100m² est suffisant pour suivre 10 à 20% des individus. Seulement, il faut se rappeler que le nombre total de pieds de *G. pneumonanthe* a été largement sous-estimé sur les trois sites. Par conséquent, le nombre d'individus suivis par rapport au nombre total de pieds de *G. pneumonanthe* est à relativiser et est surement plus proche des 10%, voire inférieur pour l'année 2018.

– Biais dans la méthode de comptage

Biais observateur dans le comptage de *G. pneumonanthe*

Il est important de noter l'existence d'un biais observateur au niveau du comptage des pieds et des hampes de *G. pneumonanthe*. En effet, il est apparu parfois difficile de distinguer de façon certaine des pieds de *G. pneumonanthe* entre eux, entrainant ainsi des écarts au niveau du nombre de pieds et de hampes entre les suivis. Les analyses des résultats du comptage du nombre de *G. pneumonanthe* (pieds et hampes) ont montré que ce nombre augmentait au fur et à mesure des suivis. Par conséquent, si l'on part de ce postulat, le nombre de pieds ou de hampes à l'instant t+1 devrait être supérieur ou, tout du moins, égal à celui à l'instant t. Or, en regardant le nombre de pieds et de hampes à l'échelle du quadrat de 4m² (un observateur par quadrat de 4m², résultats non présentés), il est apparu que parfois ce nombre décroit, voire est parfois nul. Par exemple, pour le quadrat de 4m² n°10 sur le site Camp de Captieux, trois suivis ont été réalisés, tous par des observateurs différents. Lors du premier passage, 1 pied avec 6 hampes avait été observé ; lors du deuxième passage, ce sont 3 pieds et 7 hampes au total qui ont été observés ; lors du troisième passage aucun pied n'a été relevé. Il est ainsi constaté que le nombre total de hampe ne diffère que d'une seule hampe alors que le nombre total de pied diffère de deux pieds. Cela laisse à supposer que les deux premiers observateurs n'ont pas compté de la même façon les pieds de *G. pneumonanthe*. De plus, l'absence de pied lors du troisième passage (troisième observateur) laisse à penser que leur détection n'était pas forcément évidente et que le troisième observateur ne les a pas repérés. Ainsi, cet exemple témoigne bien de la difficulté parfois à individualiser et compter les pieds de *G. pneumonanthe* mais aussi à les détecter, l'expérience de l'observateur, son niveau de fatigue et les conditions météorologiques le jour du comptage (pluie, forte chaleur) pouvant influencer la détection des gentianes, amenant à des variations dans leur comptage.

Biais observateur au niveau de l'attribution des catégories bourgeons et fleurs de *Gentiana pneumonanthe*

Un biais réside dans l'attribution des catégories fleurs ou bourgeons lors de la notation de la phénologie sur le terrain. En effet, il est apparu parfois difficile de classer la pièce florale dans l'une ou l'autre catégorie, notamment pour les bourgeons/fleurs desséchés suite au passage des chenilles, laissant ainsi chaque observateur décider de la catégorie à attribuer, sans véritable ligne de conduite.

Afin de minimiser au plus les différents biais, notamment le biais observateur, il sera proposé de réaliser une journée commune en 2019, rassemblant l'ensemble des observateurs du programme, afin de réaliser un calage sur la méthodologie et de s'assurer que chaque observateur opère bien de la même façon.

– Dynamique des populations de G. pneumonanthe

Une augmentation des effectifs de *G. pneumonanthe* a été observée pour les sites Aérodrome de Bordeaux–Saucats et Plateau d'Anzé entre 2016 et 2018. Selon Oostermeijer et al. (1994), la présence de pieds avec de nombreuses hampes est un signe de sénilité. De ce fait, sur l'ensemble des sites, la vitalité des populations semble bonne puisque le nombre moyen de hampes par pieds est de deux, ce qui montre que les pieds étudiés sur les cinq sites produisent en moyenne peu de hampes. Des vieux pieds ont tout de même été observés sur les sites Plateau d'Anzé et Ellorimendi avec des pieds à plus d'une vingtaine de hampes. Par contre, la production de fleurs est peu élevée pour l'ensemble des sites (nombre moyen de fleurs par hampes inférieur à 1 pour tous les sites) ce qui signifie qu'un certain nombre de hampes sont sans fleurs. Par contre, pour les sites Plateau d'Anzé et Ellorimendi, le nombre moyen de fleurs par pieds est légèrement supérieur à 1 ce qui signifie que tous les pieds possèdent en

moyenne une fleur, ce qui n'est pas le cas pour les trois autres sites situés en Gironde (nombre moyen de fleurs par pied inférieur à 1). Des périodes de sécheresse durant le printemps auraient des conséquences négatives sur la densité et la vitalité des populations de *Gentiana pneumonanthe* en influençant notamment le nombre de pieds fleuris et le nombre de fleurs par pieds (ROSE *et al.*, 1998 ; KESEL & URBAN, 1999 in CERRATO *et al.*, 2016). Ainsi, les importantes précipitations de l'hiver et du printemps de l'année 2018 ont pu notamment favoriser le développement de *G. pneumonanthe* sur les sites, *G. pneumonanthe* étant une espèce hygrophile particulièrement sensible aux épisodes de sécheresse (GREVILLIOT *et al.*, 1998 in CERRATO *et al.*, 2016). Par contre, selon ROSE *et al.* (1998) in DUPONT (2010a), le nombre d'inflorescences dépend des conditions climatiques des années précédentes. Un hiver très pluvieux sera défavorable à la floraison alors qu'une année chaude sèche favorisera la floraison pour les deux années suivantes. Ainsi, l'analyse sur plusieurs années permettra par la suite de voir d'éventuelles fluctuations dans le nombre total de *G. pneumonanthe*, le nombre moyen de hampes par pieds et le nombre de fleurs par pied qui pourront être reliés, ou non, aux conditions météorologiques, sachant que d'autres facteurs peuvent également rentrer en compte (le mode de gestion, la présence de sol nu favorisant la germination, etc.). Compte tenu de la bibliographie, l'hypothèse, face à un réchauffement climatique, serait donc une diminution du nombre de *G. pneumonanthe* au cours du temps et une augmentation de la production de fleurs.

– Période de floraison de Gentiana pneumonanthe

Le pic de floraison correspond au moment où un maximum de pieds de *G. pneumonanthe* sont observés en pleine floraison ou bien où le nombre de fleurs est maximal. Pour l'ensemble des sites, le nombre maximal de fleurs est atteint à la dernière date des suivis. Il semblerait donc que, sur la période des suivis, le pic de floraison de *G. pneumonanthe* se situerait fin août–début septembre pour l'ensemble des sites. Toutefois, pour Pouchau et Aérodrome de Bordeaux–Saucats, le nombre de fleurs reste très faible ce qui laisserait supposer que le pic de floraison est encore plus tardif. De plus, la date de début de la période de floraison diffère selon les sites (jusqu'à 5 à 6 semaines d'écart entre sites). La floraison est plus précoce sur ceux situés plus au sud par rapport aux sites situés plus au nord. Ces sites sont notamment caractérisés soit par des précipitations plus importantes (site Ellorimendi au Pays-Basque) soit par des températures plus fraiches (site Plateau d'Anzé dans les Pyrénées à 800m d'altitude). Il semblerait donc que la floraison de *G. pneumonanthe* soit influencée par le niveau des précipitations et par les températures. CERRATO ET AL. (2016) ont obtenu les mêmes résultats en étudiant la floraison de *Gentiana pneumonanthe* sur un site en haute altitude et un site en basse altitude caractérisés par des conditions climatiques différentes. METCALFE (2005) ont également montré que, pour le lierre commun (*Hedera helix*), qui est une espèce à floraison tardive, l'apparition des premières fleurs semble être reliée au niveau de précipitations estivales et à une température inférieure à 21°C. Avec un réchauffement climatique, induisant une sécheresse plus précoce et un été rallongé (LE TREUT, 2013), les stades phénologiques début et pleine floraison seraient alors retardés. POST & STENSETH (1999) ont également montré ce phénomène pour la callune (*Calluna vulgaris*), espèce à floraison estivale. Ainsi, sur l'appui de ces études, l'hypothèse est que les stades phénologiques début et pleine floraison risquent d'être également retardés pour *Gentiana pneumonanthe*, espèce hygrophile à floraison tardive. Les suivis, répétés au cours du temps, vont ainsi permettre de valider ou invalider cette hypothèse.

– Relation entre Phengaris alcon et Gentiana pneumonanthe

La position de l'œuf a une influence sur les chances de survie de la chenille de *Phengaris alcon*. En effet, après éclosion, la petite chenille s'enfonce dans la fleur afin de se nourrir et se développer

(LAFRANCHIS *et al.*, 2015). Par conséquent, les chenilles issues des œufs pondus sur la corolle ou le calice auront plus de chances de gagner l'ovaire de la fleur et donc de survivre. Pour étudier ce phénomène, le comptage des œufs a été réalisé en distinguant leur position sur les bourgeons ou fleurs (même catégorie), sur la tige et sur les feuilles. L'analyse de ces résultats a montré que *Phengaris alcon* pondait essentiellement sur les bourgeons et les fleurs pour tous les sites. C'était déjà le cas en 2017 pour les sites Plateau d'Anzé, Ellorimendi et Aérodrome de Bordeaux–Saucats. De plus, pour la majorité des sites, lorsque les suivis débutent, des pontes sont déjà présentes sur les gentianes, excepté pour le site Ellorimendi pour lequel les premières pontes ne sont observées qu'après 4,5 semaines après le début des suivis. Ces observations permettent d'indiquer que *Phengaris alcon* vole déjà à partir de mi–juillet (ou fin juillet selon les sites), soit deux à quatre semaines avant le début de la période de floraison de *G. pneumonanthe*. Par conséquent, les pontes semblent s'effectuer plutôt sur les bourgeons que sur les fleurs épanouies. D'après plusieurs auteurs (THOMAS & ELMES, 2001 ; BONNELI *et al.*, 2005 in CERRATO *et al.*, 2016), les femelles évitent de pondre sur les bourgeons nouvellement formés et sur les fleurs après anthèse et préfèrent ainsi pondre sur des bourgeons aux conditions intermédiaires.

D'autre part, l'étude du nombre de pieds avec pontes a révélé que les œufs étaient concentrés sur moins de 30% des pieds (ou hampes). Nowicki *et al.* (2009) et d'autres études (FIGURNY & WOYCIECHOWSKI, 1998 ; WYNHOFF, 2001 ; NOWICKI *et al.*, 2005 ; NOWICKI *et al.*, 2007 ; ÁRNYAS *et al.*, 2009 in NOWICKI *et al.*, 2009) avaient également obtenus des résultats similaires dans leurs études (30–60% des pieds utilisés par les femelles), laissant supposer que les femelles pondent préférentiellement sur certaines gentianes. Cette préférence serait liée à la localisation des pieds, leur apparence ou bien encore à leur différence de stade phénologique. D'après Nowicki *et al.* (2009), il semblerait que la taille et le nombre de fleurs de *G. pneumonanthe* influencent la stratégie de ponte. En effet, dans leur étude, ils ont montré que les gentianes avec pontes étaient significativement plus hautes et avaient plus de fleurs. Selon ces mêmes auteurs, il semblerait par contre, que ni la densité locale de *G. pneumonanthe* ni la densité locale des fourmilières hôtes ne soient déterminantes pour la ponte. Or, d'après ELMES *ET AL.* (1996) in NOWICKI *ET AL.* (2009), qui ont étudié *Phengaris alcon* écotype « *rebeli* », la densité de *Gentiana cruciata*, plante hôte du papillon, serait un facteur limitant pour la stratégie de ponte si sa densité est inférieure à 1500 pieds par hectare. Cela appuie l'intérêt d'étudier des sites présentant une population importante de *G. pneumonanthe*. Ce résultat appuie également une des hypothèses concernant l'évolution du nombre d'œufs pondus par *Phengaris alcon* face au réchauffement climatique. En partant du postulat que le nombre de *G. pneumonanthe* va diminuer sur les sites avec le réchauffement climatique, les femelles disposeraient alors de moins de choix dans les gentianes pour pondre. Cela se traduirait alors par une augmentation du nombre moyen d'œufs pondus par bourgeons et par fleurs sur les gentianes choisies par les femelles, ayant pour conséquences d'augmenter la concurrence entre chenilles et donc diminuer leur chance de survie. En effet, parmi les œufs pondus sur les bourgeons ou fleurs, seulement 3 à 8 chenilles arriveront à s'enfoncer dans la fleur où les chenilles les plus vigoureuses tueront et mangeront les plus faibles (cannibalisme) (LHONORE, 1998). A terme, ce sera seulement 1, plus rarement 2 chenilles, qui pourront poursuivre leur développement et sortir de la fleur (LHONORE, 1998).

Une autre hypothèse concernant l'évolution du nombre d'œufs pondus face au réchauffement climatique concerne la phénologie de l'Azuré des mouillères. Selon NOWICKI ET AL. (2009), la période de vol des adultes est une phase sensible aux conditions climatiques du cycle de vie de l'Azuré des mouillères puisqu'elle est conditionnée par la température et la pluviométrie. Des températures basses ou trop hautes ainsi qu'une pluviométrie importante auront des répercussions négatives sur la survie des adultes et donc sur l'activité de ponte. Ainsi, le réchauffement climatique risque de

perturber l'activité de vol des adultes et par conséquent l'activité de pontes, ce qui se traduira par un nombre global d'œufs pondus décroissant au cours du temps dans l'hypothèse d'un impact négatif du changement climatique.

Une troisième hypothèse serait plutôt liée à la phénologie de *G. pneumonanthe* et concernerait alors la qualité des pontes. Face à un réchauffement climatique, si la floraison de *G. pneumonanthe* devient plus tardive, alors l'absence de *G. pneumonanthe* au stade phénologique adapté au moment de la période de ponte de *Phengaris alcon* conduirait les femelles à pondre plutôt sur les tiges et les feuilles plutôt que sur les bourgeons et fleurs. Cela se traduirait alors par une évolution des proportions d'œufs pondus sur les différentes parties de *G. pneumonanthe* en défaveur des bourgeons et fleurs.

– Conclusion et perspectives

Les analyses de 2018, par une approche plutôt descriptive des données, auront permis à la fois de caractériser les populations de *Gentiana pneumonanthe* et de *Phengaris alcon* étudiées et d'émettre des hypothèses quant à la réponse de ces deux modèles biologiques face au réchauffement climatique. Elles constituent également une première base pour les futures analyses et éclairent sur les paramètres à prendre en compte pour étudier les effets du changement climatique. Les suivis à long terme devraient ainsi permettre de répondre aux hypothèses émises. De plus, la comparaison des résultats entre les différents sites permettra éventuellement de voir l'effet de la latitude et de l'altitude. Par contre, il est important de souligner que le cycle de vie de *Phengaris alcon* dépend également d'une fourmi hôte du genre *Myrmica*. Cependant, aucun protocole n'a été conçu pour étudier les effets du changement climatique sur ces fourmis. Or, d'après Nowicki *et al.* (2009), la période d'adoption des chenilles par les fourmis ainsi que la période de reprise de l'activité des fourmilières au printemps sont des périodes importantes pour le développement de l'Azuré des mouillères qui peuvent aussi être sensibles aux conditions météorologiques. Ces facteurs devront donc être pris en compte dans l'interprétation des futures analyses des résultats.

6.5 Lézard vivipare (Zootoca vivipara)

Auteur : Maud Berroneau, Contributeur : Gaëlle Caublot

Le Lézard vivipare est une espèce d'affinité climatique fraîche. Abondante en altitude, l'espèce est beaucoup plus rare en plaine où elle se cantonne à des milieux de landes humides. Le changement climatique pourrait impacter fortement l'espèce sur ce dernier type d'habitat, et notamment la réussite de sa reproduction (MALLARD, 2017b).

Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur cette espèce indicatrice sont :

- Extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables en plaine ;
- Une entrée progressive du Lézard des murailles indiquant une modification micro-climatique des sites et un remplacement possible entre « Lézards gris ».

L'objectif de ce suivi est par conséquent d'obtenir des tendances évolutives de l'occurrence du Lézard vivipare en lien avec d'éventuelles variations climatiques sur différents sites témoins du Massif landais mais également des zones humides de basse altitude et des tourbières des plateaux limousins.

6.5.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

La sélection s'est portée sur des sites présents dans l'aire de répartition du Lézard vivipare (présence avérée ou non de ce dernier), facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels au cœur du massif landais et en périphérie. Les milieux concernés sont les secteurs de lagunes et de landes à molinie de plaine sur les départements de la Gironde, des Landes et du Lot-et-Garonne (MALLARD, 2017b). Ces sites coïncident autant que possible avec ceux d'autres suivis en milieu humide, notamment avec les sites de suivi de la Rainette ibérique d'affinité climatique similaire (cf. § 6.9. Rainette ibérique et Rainette verte).

Cette étude se focalise sur les populations de plaines, aux biotopes et réponses écologiques face au changement climatique différents des populations montagnardes. Les populations enclavées dans le Massif landais sont d'autant plus intéressantes à suivre du fait de leur caractère isolé et réfugié dans les derniers secteurs de lagunes fraiches de Gironde et des Landes.

En 2016, les sites sélectionnés ne concernaient que la Gironde, les Landes et le Lot-et-Garonne (MALLARD, 2016b). En 2017, la sélection de sites s'est étendue au Limousin avec l'extension de la région Nouvelle-Aquitaine. En Limousin, les sites ont été choisis afin de mettre en évidence une possible disparité entre les populations des tourbières et landes humides de basse altitude en Creuse et en Haute-Vienne et celles des tourbières des plateaux de Creuse et de Corrèze. Ces sites sont majoritairement gérés par le Conservatoire d'Espaces Naturels du Limousin. Trois sites sont gérés par des exploitants agricoles souhaitant conserver leurs zones humides en bon état écologique (MALLARD, 2017b).

En 2018, deux sites du Massif Landais n'ont pu être suivis pour cause de destruction des placettes (girobroyage profond par rouleaux landais, exploitation de bois, etc.) mais deux autres ont pu être ajoutés (gestionnaires connus avec accord de suivi) (Tab. LXX) : l'ajustement de ces sites de suivis est listé ci-après.

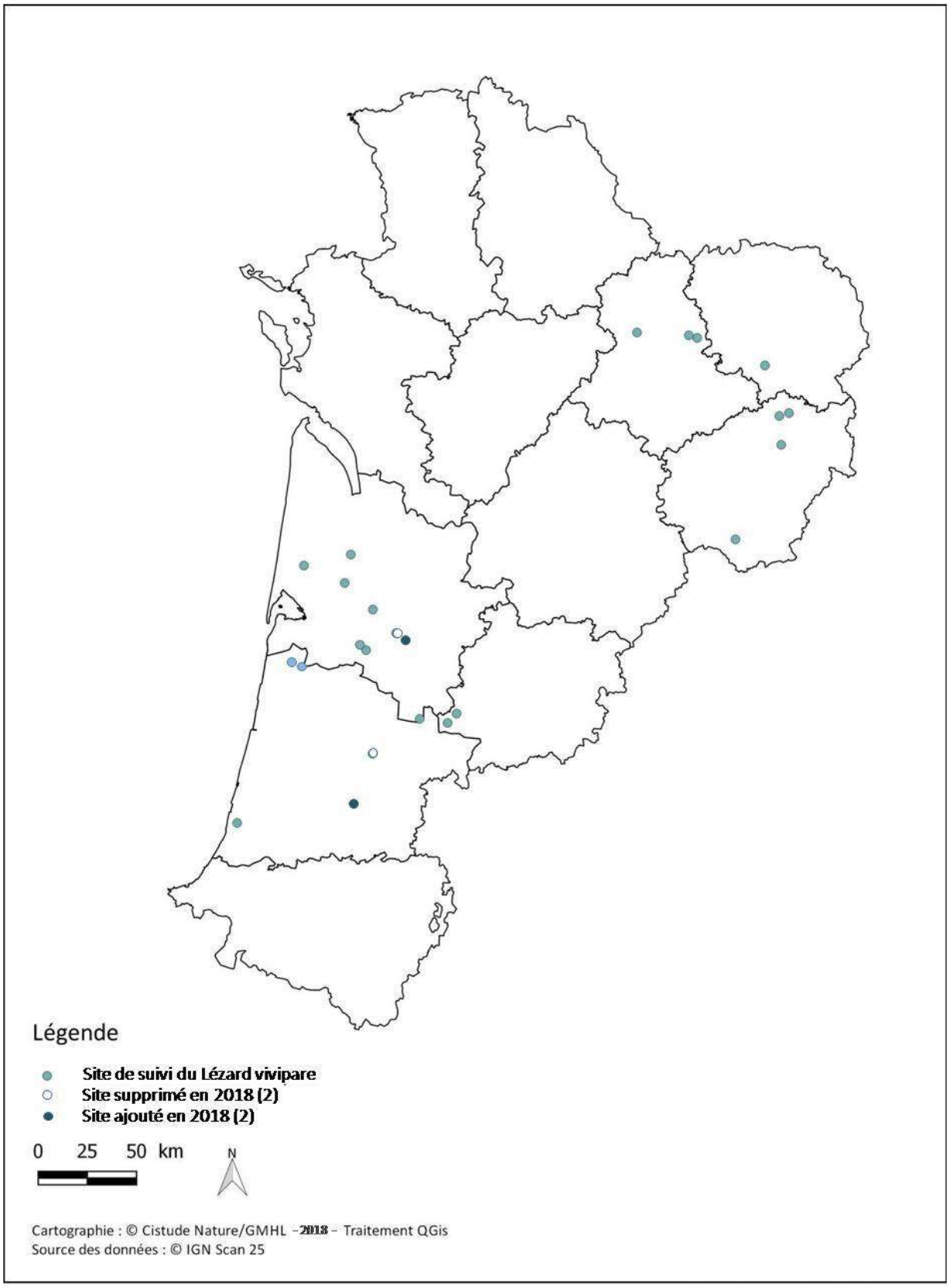
Tab. LXX. Localisation des sites du triangle landais suivis en 2017 et 2018

Lieu_dit	Longitude	Latitude	Suivi Lv 2017	Suivi Lv 2018
Captieux - Luc maysouau	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Hostens - Gât Mort	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Houeillès	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Le Pian Médoc	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Lubiosse-Ychoux - Capdejus	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Martillac	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Saint-Magne - Lagune du Cam	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Le Porge - Saumos	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Pindères	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Saint Médard - Lagunasse	[redacted]	[redacted]	oui	oui
Illats	[redacted]	[redacted]	oui	X
Brocas	[redacted]	[redacted]	oui	X
Landiras	[redacted]	[redacted]	-	oui
Luxey - Gaouchey	[redacted]	[redacted]	-	oui

- **Description des sites choisis**

Pour le suivi du Lézard vivipare, chaque « site » de suivi correspond à une « lagune » en ex-Aquitaine et ses environs immédiats ou à un milieu de landes humides à molinies (MALLARD, 2017b).

14 sites ont ainsi été sélectionnés en ex-Aquitaine (7 en Gironde, 5 dans les Landes, et 2 en Lot-et-Garonne) à partir de la répartition connue du Lézard vivipare en plaine et avec une homogénéité de répartition selon un gradient nord-sud, est-ouest et 8 sites en ex-Limousin (Fig. 287).



Sites de suivis de Lézard vivipare :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 287. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi Lézard vivipare en plaine.

En 2018, 2 sites ont été supprimés : Illats en Gironde et Brocas dans les Landes. Une attention particulière a donc été portée lors du choix des 2 nouveaux sites de suivis, de façon à ce qu'il y en ait un en Gironde (Landiras) et un dans les Landes (Gaouchey) (Tab. LXXI). L'ajout de Gaouchey s'est fait en fin de comptage saisonnier 2018 donc la première session réelle de comptage du Lézard vivipare sur ce nouveau site sera en 2019.

Tab. LXXI. Caractéristiques des sites de suivis du Lézard vivipare dans le triangle landais ajoutés en 2018.

Dép.	Commune	Nom du site	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateur	Latitude	Longitude
33	Landiras	Landes de Suscouse		OUI	Cistude Nature	Maud Berroneau	[redacted]	[redacted]
40	Luxey	Gaouchey	Département des Landes	OUI	Cistude Nature	Maud Berroneau	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

L'étude se base sur un suivi annuel de présence du Lézard vivipare sur 20 sites répartis sur 6 départements concernés (Gironde, Landes, Lot-et-Garonne, Creuse, Corrèze, Haute-Vienne) et couplés à des stations météorologiques.

Les sites sont matérialisés par des carrés de 100 mètres sur 100 mètres et contiennent chacun 5 placettes d'échantillonnage de 10m*10m positionnées aléatoirement sur habitat favorable (Fig. 288) (MALLARD, 2017b).

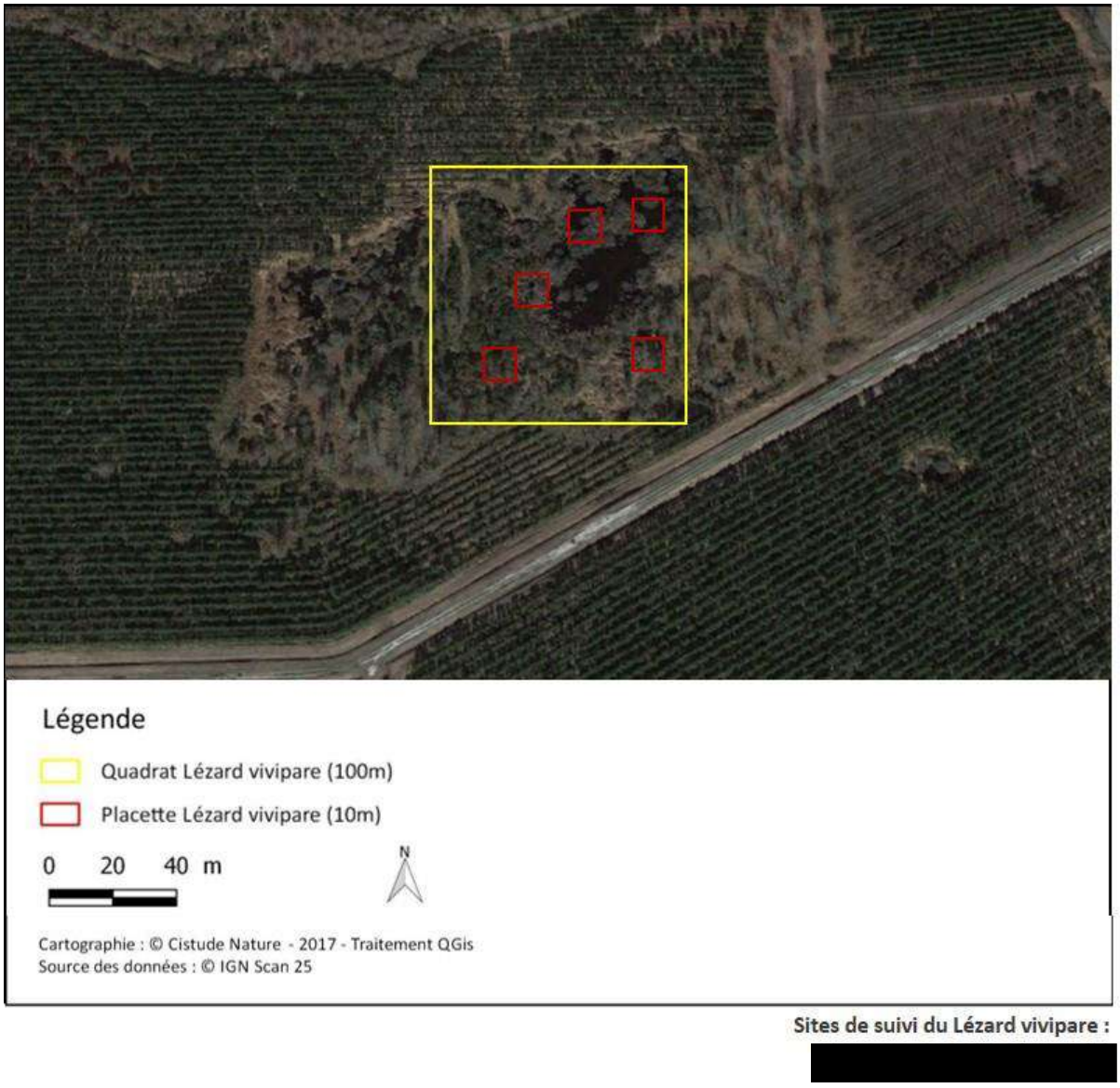


Fig. 288. Exemple de situation de quadrat et placettes du suivi Lézard vivipare en Gironde

Les placettes doivent être localisées sur de l'habitat favorable à l'espèce et avec une exposition raisonnable. Une placette ne devrait donc pas être positionnée sous un couvert forestier dense, ne laissant à aucun moment de la journée les rayons du soleil pénétrer. A l'inverse une placette ne peut être positionnée en ensoleillement continu : le Lézard vivipare doit pouvoir trouver au sein de la placette des zones d'ombres ou de fraicheur dans l'habitat composant cette placette ou au cours de la journée par le simple déplacement du soleil.

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Le suivi annuel indique la présence du Lézard vivipare sur les 20 sites sélectionnés. L'application du protocole type POP Reptile (LOURDAIS & MIAUD, 2016) permettra une estimation fine de la présence et de l'abondance de l'espèce.

Le protocole peut se résumer ainsi : 3 passages par site et donc par placette par an, de préférence entre avril et juin. L'observateur passe 20 min par placette à noter la présence et le nombre de Lézard vivipare ainsi que d'autres données propres aux placettes et aux autres espèces observées (MALLARD, 2017b).

- **Conditions météorologiques requises**

Les conditions météorologiques ne sont pas particulièrement difficiles à respecter. Il convient d'éviter les jours à couverture nuageuse importante (>80%) et les jours pluvieux. Aussi à l'inverse, il convient d'éviter les jours trop ensoleillés et/ou à température trop élevée (MALLARD, 2017b).

- **Nombre de campagne de relevés**

Trois campagnes de relevés sont requises pour chaque site au cours de la saison (mars à juin), avec un espace-temps d'au moins 2 semaines entre deux passages de prospection (Tab. LXXII).

Tab. LXXII. Dates des suivis 2017 et 2018 de Lézard vivipare dans le triangle landais.

Sites suivis	Session 1 - 2017	Session 2 - 2017	Session 3 - 2017	Session 1 - 2018	Session 2 - 2018	Session 3 - 2018	Observateur
Le Pian Médoc	24/04/2017	10/05/2017	26/06/2017	12/04/2018	22/05/2018	26/06/2018	Maud Berroneau
Martillac	25/04/2017	11/05/2017	27/06/2017	05/04/2018	29/05/2018	27/06/2018	Maud Berroneau
Hostens - Lagune du Gât Mort	25/04/2017	11/05/2017	27/06/2017	05/04/2018	29/05/2018	27/06/2018	Maud Berroneau
Saint-Magne - Lagune du Cam	25/04/2017	11/05/2017	27/06/2017	05/04/2018	29/05/2018	27/06/2018	Maud Berroneau
Lagunasse	24/04/2017	10/05/2017	26/06/2017	12/04/2018	22/05/2018	26/06/2018	Maud Berroneau
Pilliole	24/04/2017	10/05/2017	26/06/2017	12/04/2018	22/05/2018	26/06/2018	Maud Berroneau
Saumos	24/04/2017	10/05/2017	26/06/2017	12/04/2018	22/05/2018	26/06/2018	Maud Berroneau
Landes de Suscouse	-	-	-	05/04/2018	29/05/2018	27/06/2018	Maud Berroneau
Captieux - Lagune de Lucmaysouau	27/04/2017	22/05/2017	28/05/2017	12/04/2018	31/05/2018	28/06/2018	Maud Berroneau
Lubiosse-Ychoux - Lagune de Capdejus	28/04/2017	24/05/2017	29/06/2017	16/04/2018	30/05/2018	28/06/2018	Maud Berroneau
Lubiosse-Ychoux - Lagune du Taron	28/04/2017	24/05/2017	29/06/2017	16/04/2018	30/05/2018	28/06/2018	Maud Berroneau
Gaouchey	-	-	-	-	-	-	Maud Berroneau
Houillès	27/04/2017	22/05/2017	28/05/2017	12/04/2018	31/05/2018	28/06/2018	Maud Berroneau
Léoutre	27/04/2017	22/05/2017	28/05/2017	12/04/2018	31/05/2018	28/06/2018	Maud Berroneau

- Fiche de relevés

La récolte de données est réalisée à l'aide de la fiche de relevé standardisée (MALLARD, 2017b).

Trois fiches de renseignements doivent être remplies pour chaque placette et chaque passage. La première fiche « Relevé » renseigne par placette les observations de l'espèce, les indices de présence et les gîtes utilisés pour les trois passages. La deuxième fiche « Descriptif placette » permet un descriptif précis de la placette pour les trois passages. Enfin, la fiche « Récapitulatif placettes » liste l'ensemble des placettes à prospecter (MALLARD, 2017b).

6.5.2 Résultats exploratoires

En Limousin, 2017 était l'année de pré-sélection des sites et de test des protocoles pour les suivis du Lézard vivipare (MALLARD, 2017b). 2018 était par conséquence la première année de comptage effective. Le Limousin ne sera donc pas traité dans la partie « Résultats exploratoires » pour cette année.

Dans le triangle landais (Gironde, Landes et Lot-et-Garonne), les deux premières années d'observation 2017 et 2018 permettent d'apporter un état de référence de la situation du Lézard vivipare en plaine. Il ne s'agit pour l'heure que d'analyses descriptives des données d'observation sur les 14 sites suivis.

En 2017, une cartographie représentant le rapport Lézard vivipare / lézard des murailles observé sur les sites d'études avait été proposée avec l'idée que les prochaines années permettraient d'avoir une image instantanée du rapport de force entre le Lézard vivipare et le Lézard des murailles sur les sites d'études (MALLARD, 2017b). Lorsque la balance penchera en faveur du Lézard des murailles, cela indiquera que l'habitat et les conditions microclimatiques (température, hygrométrie) auront été modifiés. Les études éco-physiologiques permettront également de mettre en avant les seuils de tolérance des fluctuations hygrométriques des Lézards vivipares.

Suite aux deux premières années de suivis, seule l'étude des indices d'abondance (ou indices d'observation = io) entre les populations de Lézard vivipare et de Lézard des murailles est possible.

Une représentation cartographique des indices d'observation de 2017 et 2018 (Fig. 289) permet d'avoir une vision rapide des secteurs avec les plus grandes observations ainsi que la variation interannuelle. N'ont été retenus ici que les sites avec des données d'observations sur les 2 années consécutives.

Indices d'observation Lézard vivipare (bleu) vs Lézard des murailles (rouge) dans le Triangle landais sur fond de données historiques de présence du Lézard vivipare (points bleu ciel)

Suivi 2017 **Suivi 2018**



Fig. 289. Comparaison interannuelle des indices d'observation du Lézard vivipare (bleu) et du Lézard des murailles (rouge) en plaine entre 2017 et 2018.

Une autre lecture de l'évolution des indices d'observation par site (cumul des relevés des 5 placettes par site) et selon l'année de suivi est proposée en Fig. 290. Il est ainsi possible de voir l'évolution interannuelle des io des Lézards vivipares et des Lézards des murailles mais également pour une même année, la variation de ces io en fonction des sessions de comptages (3 sessions au cours de la saison printanière).

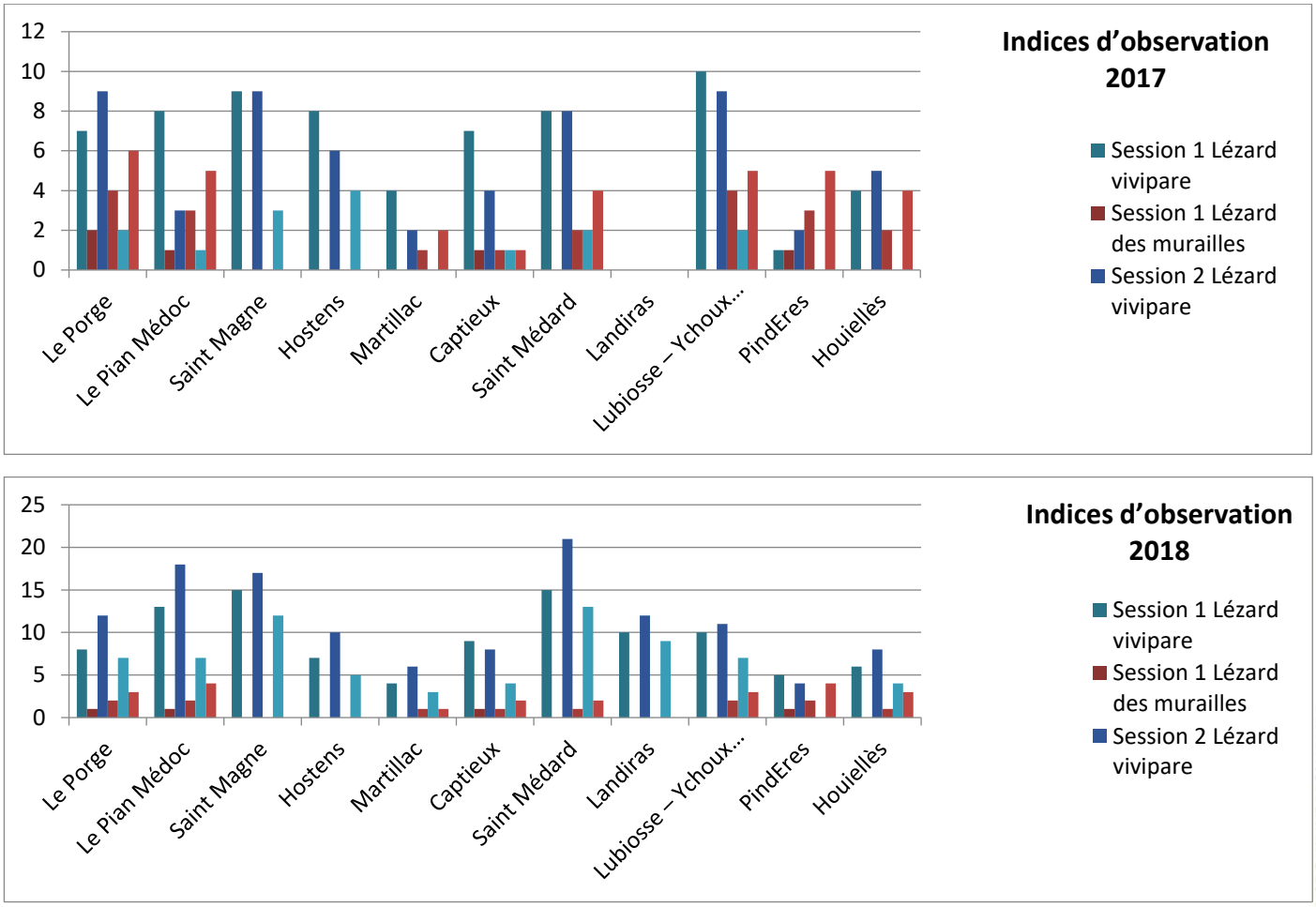


Fig. 290. Indices d'observations par site sur les 2 années de suivis et par session de comptage (3 passages par an).

En comparant les indices d'observation (io) des sites en 2017 et en 2018 (Fig. 291), il est intéressant de regarder la progression interannuelle qui nous amène à chercher les évènements ou modification qui justifieraient notamment une progression négative sur un site (progression négative = diminution des observations ; Fig. 292).

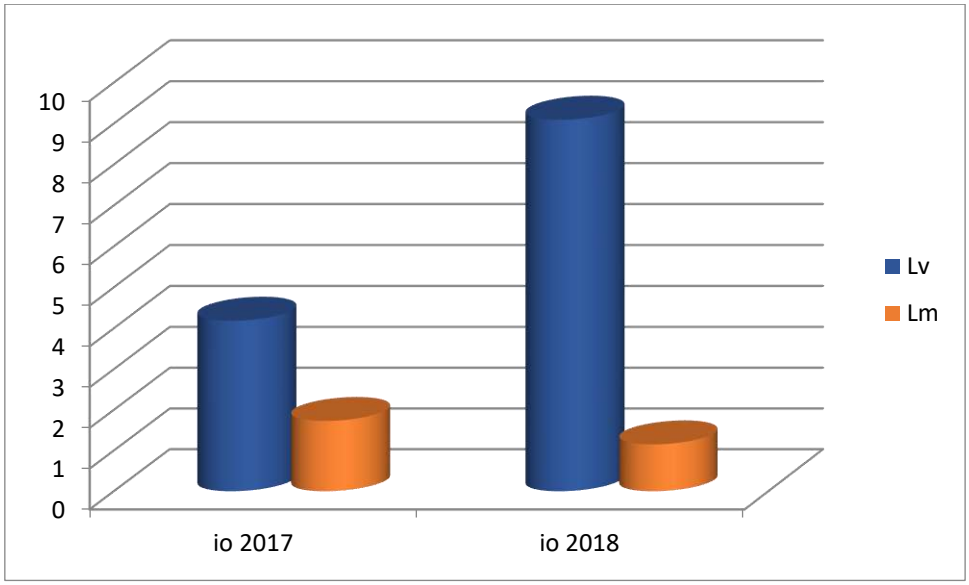


Fig. 291. Indices d'observations moyens Lézard vivipare (bleu) et Lézard des murailles (rouge) sur 2017 et 2018.

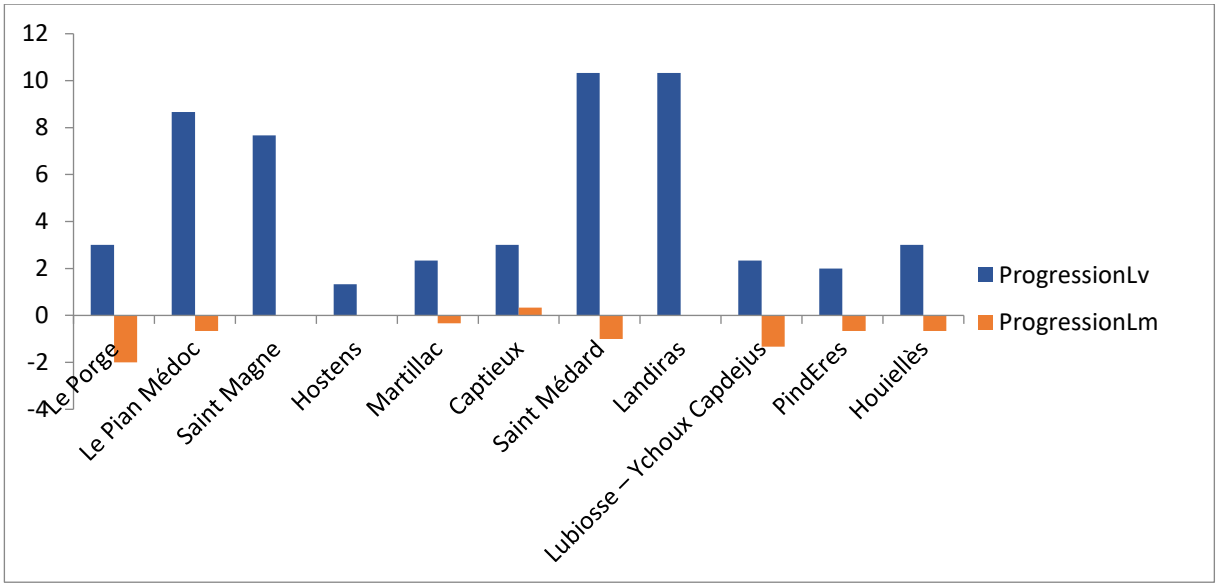


Fig. 292. Progression interannuelle des indices d'observations sur l'ensemble des sites suivis entre 2017 et 2018 pour Lézard vivipare (bleu) et Lézard des murailles (rouge).

6.5.3 Discussion

La représentation cartographique des indices d'observation de 2017 et 2018 permet de voir que certains secteurs comme Lubiosse pour les Landes et Le Pian-Médoc pour la Gironde concentrent le plus grand nombre d'observations annuelles et que cela est récurrent pour l'heure sur les différentes années de suivis.

De manière plus globale, l'ensemble des sites connait une plus forte proportion d'observation du Lézard vivipare que du Lézard des murailles en 2018. Ne pouvant s'agir d'apparition spontanée ou uniquement d'un boom de reproduction en 2018, cela signifie que ces populations étaient déjà présentes en 2017 sur ces secteurs mais qu'elles sont passées inaperçues ou en abondance moindre. En s'affranchissant d'un effet observateur interannuel (suivi protocolé), cela sous-entend que 2017 avait été une année particulière au niveau climatique. L'étude des optimums thermiques des Lézards vivipares (par le Centre d'étude biologique de Chizé) (cf. §2.2 Sensibilité climatique des espèces animales) pourra justement abonder ou non dans ce sens. La mise en parallèle de ces résultats et des courbes de températures et de pluviométries seront également intéressantes à étudier ces prochaines années.

L'indice d'observation moyen annuel sur l'intégralité des sites suivis est en forte augmentation pour le Lézard vivipare en 2018, et en légère diminution pour le Lézard des murailles. Cela n'indique pas une disparition du Lézard des murailles au profil du Lézard vivipare mais plutôt une désertion de certaines placettes par le Lézard des murailles pour cause de conditions environnementales modifiées entre 2017 et 2018, les préférences thermiques et hydriques de ces 2 espèces étant différentes. Les Lézards des murailles circulent certainement toujours sur les sites suivis mais sur des micro-habitats différents de ceux des placettes favorables au Lézard vivipare en 2018.

Cette augmentation des observations de Lézard vivipare indique que 2018 a été une année plus propice aux observations de cette espèce. Il conviendra donc de chercher dans les conditions climatiques saisonnières une potentielle raison pour de tels résultats. L'exploitation des données météorologiques et hygrométriques des stations météorologiques par placettes apporteront également sur les années à venir une explication aux tendances évolutives interannuelles.

L'analyse des indices d'observations par site et par session de comptage apporte en plus une notion de phénologie et de préférences abiotiques propres à chacune des espèces. Il est effectivement possible de voir que le nombre d'observations de Lézard vivipare diminue progressivement entre la première session de comptage en avril et la dernière session en juin, et ce sur l'ensemble des sites suivis. A l'inverse le Lézard des murailles s'observe sur les placettes de suivis progressivement au cours de la saison (plus d'observations à l'entrée de l'été qu'en début de saison). Cela confirme que les conditions bioclimatiques évoluent au cours de la saison (hausse température, perte hydrique du milieu, augmentation de l'ensoleillement, etc.) et que cela bénéficie à l'une ou l'autre des espèces.

Les résultats qui sont décrits ci-dessus tendent à montrer que 2017 était une année représentative d'un réchauffement en défaveur du Lézard vivipare (forte sécheresse sur 3 saisons, hausse des températures printanières et estivales, etc.) et qu'à l'inverse, 2018 est représentative d'une année plutôt faste pour les populations de Lézard vivipare. L'hypothèse est que la répétitivité d'évènements climatiques extrêmes comme en 2017 affaiblisse les organismes et impacte la dynamique des populations et modifie drastiquement les habitats d'accueil.

Deux années de suivis ne suffisent évidemment pas à vérifier cette hypothèse. Seul le suivi à long terme et répété apportera des tendances fiables sur l'évolution des populations de plaine.

Les perspectives de traitements de données sont multiples. Il conviendra de comparer les données climatiques, les données « habitat » relevées également annuellement par placette, et les indices d'abondance annuels pour tester la corrélation de ces différents facteurs avec la variation de la situation du Lézard vivipare en plaine, comparativement aux populations du Limousin.

Comme cité précédemment, un projet est en cours avec le Centre d'étude biologique de Chizé (cf. §2.2 Sensibilité climatique des espèces animales) pour mettre en lien les changements climatiques et les réponses des populations de Lézard vivipare via l'équipement des sites de micro-sondes au niveau du sol et des micro-habitats inféodés à cette espèce ainsi que l'étude en laboratoire des pertes hydriques et optimum thermique du Lézard vivipare. L'approche par modélisation apportera également des informations sur les tendances évolutives de ces populations.

D'autre part, une étude génétique fine menée par le CNRS de Moulis dans le cadre du projet ECTOPYR (poctefa-ectopyr.com) sur les populations de Lézards vivipares de montagne et de plaine apportera des informations sur leur éloignement ou non et par conséquent apportera des pistes d'explications sur les préférences thermiques des différentes populations, sur leurs optimums hydriques, et sur leur capacité à supporter une hausse de température ou une chute hydrique de leur milieux de vie. En 2018, l'équipe de Cistude Nature a participé à l'échantillonnage génétique des populations de plaine avec l'équipe d'ECTOPYR (sites échantillonnés : Le Pian-Médoc, Lagunasse, Saint Magne, Hostens, Landiras).

6.6 Vipère péliade

Auteur : Gaëlle Caublot, Contributeur : Julien Jemin

La Vipère péliade est une espèce boréale présentant des adaptations spécifiques au froid qui la rendent vulnérable aux fortes températures. La limite sud de répartition de cette espèce se trouve dans le Massif central où on la rencontre principalement dans les milieux frais et humides (tourbières, landes à molinies etc.) au-dessus de 700 m d'altitude en Limousin bien que certaines vallées fraîches puissent lui permettre de subsister à 530 m. Le changement climatique pourrait impacter cette espèce en influant sur la qualité de ses habitats et en perturbant directement l'espèce par le biais de sa physiologie (coûts de maintenance et phénologie de la reproduction) (GUILLON, 2012).

Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur cette espèce indicatrice sont :

- Une contraction de la répartition de l'espèce vers les plus hautes altitudes ;
- Un émiettement de la répartition globale (extinctions locales) ;
- Une détérioration de la condition corporelle des individus due à des mécanismes hormonaux (phénomène décrit pour la Vipère aspic *in* Brischoux *et al.* 2016) ;
- Une entrée progressive de la Vipère aspic indiquant une modification microclimatique des sites et une compétition possible entre les deux espèces.

Les objectifs de cet indicateur sont de visualiser la tendance évolutive de la répartition, abondance, estimation de l'âge et de la taille de la Vipère péliade en lien avec d'éventuelles variations climatiques, mais aussi d'observer l'évolution du rapport de force entre la Vipère péliade et la Vipère aspic.

L'année 2018 a permis de fixer le protocole d'échantillonnage. Cette année correspond au premier suivi et ne permet pas pour l'instant des analyses sur les données au vu du faible nombre d'individus observés. Les résultats présentés sont ici descriptifs.

6.6.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

Les neufs sites ont été choisis dans l'aire de répartition connue de la Vipère péliade, dans des milieux favorables à l'espèce (tourbières et landes humides entre 670 et 810 m d'altitude. Les sites les plus bas correspondent à des zones de sympatrie avec la Vipère aspic.

Les sites suivis sont en partie localisés dans des parcelles gérées par le Conservatoire d'Espaces Naturels du Limousin ou un particulier souhaitant conserver ses milieux dans un état favorable aux serpents.

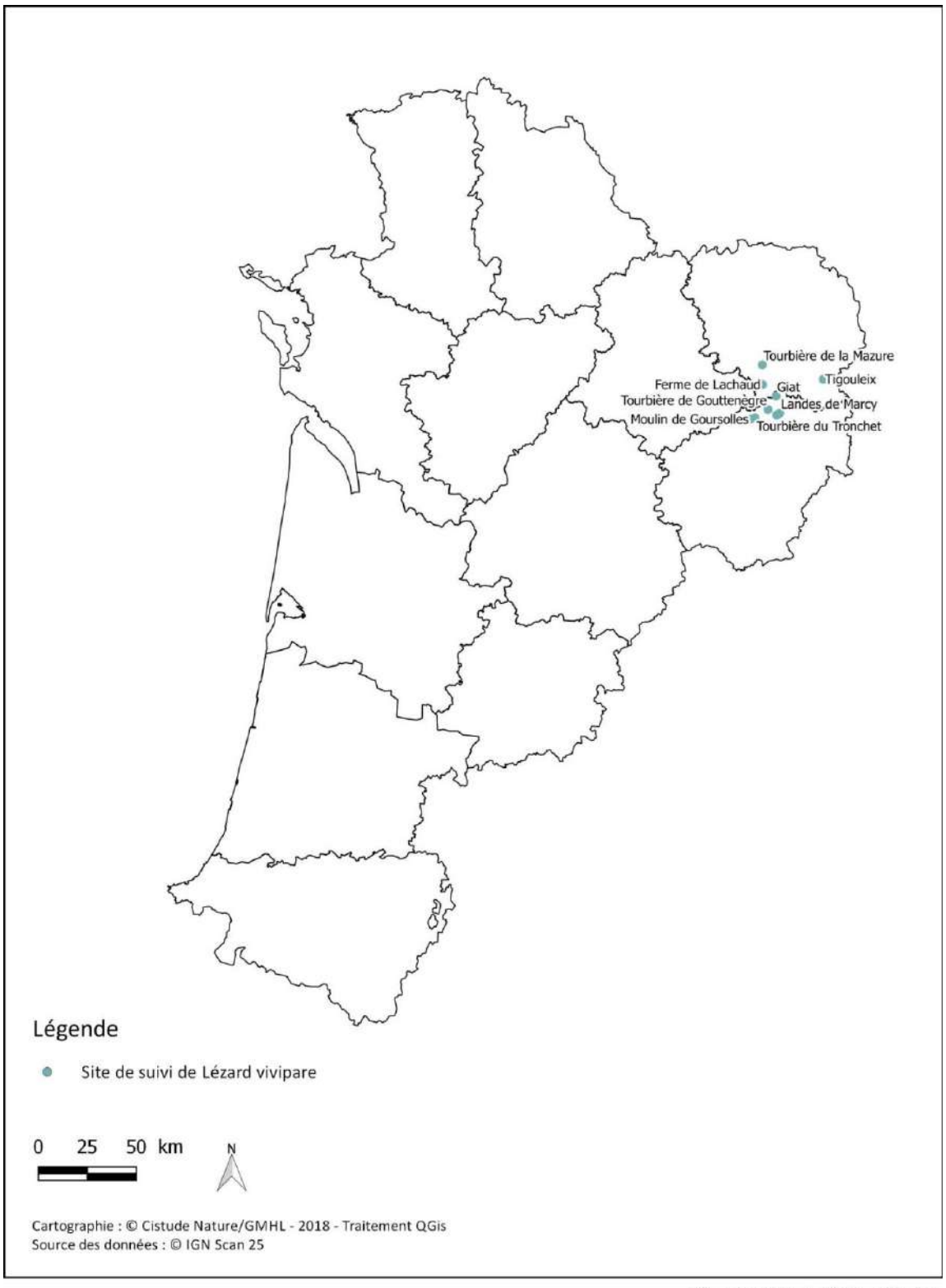
Un site a été ajouté depuis 2017. Il s'agit de celui des Landes de Marcy. Ainsi, neuf sites ont été validés pour le suivi de la Vipère péliade (MALLARD, 2017b).

- **Description des sites choisis**

Au total, neuf sites sont suivis (Fig. 293) avec l'ajout du site des landes de Macy (Tab. LXXIII).

Chaque site choisi est inclus dans un cercle d'un kilomètre de rayon, et non plus de diamètre, comme prévu initialement. Cette modification intervient suite aux échanges avec les chercheurs du

CEBC en charge des analyses statistiques et modélisation (cf. § 2.2.1) qui ont jugé que les trois transects suivis localisés dans chaque cercle devaient être distants d'au moins 200m, ce qui n'était pas toujours possible dans un cercle d'un rayon plus petit qu'un kilomètre.



Sites de suivis de Vipère péliade :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 293. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi Vipère péliade.

Tab. LXXIII. Caractéristiques des sites de suivis Vipère péliade.

Dép.	Nom du site	Dénom. transect	Rayon (en m)	Altitude (en m)	Latitude Y1	Longitude X1
19	Landes de Marcy	marcy	1000	810	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le suivi se base sur trois transects de 500 à 720 m parcourus trois fois pendant la période d'observation optimum des serpents (printemps). Chaque site (cercle d'un kilomètre de rayon) est équipé d'une station météorologique (MALLARD, 2017b).

Les transects sont disposés dans un habitat favorable et homogène. Leur localisation est définie par GPS sur le terrain. Les sites sont tous aisés d'accès.

Ainsi, neuf sites comprenant trois transects ont été définis, soit 27 transects au total, représentant 15813 m (Tab. LXXIV, Annexe 11).

Tab. LXXIV. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis Vipère péliade.

Dép.	Nom du site	Dénom. transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Latitude Y1	Longitude X1	Latitude Y2	Longitude X2
19	Etang de Chabanne haut	chab_1	503	757	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
		chab_2	639					
		chab_3	577					
19	Giat	giat_1	608	761				
		giat_2	528					
		giat_3	599					
19	Moulin de Goursolles	gour_1	581	689				
		gour_2	599					
		gour_3	720					
19	Tourbière de Gouttenègre	gout_1	522	850				
		gout_2	502					
		gout_3	594					
23	Ferme de Lachaud	lach_1	630	670				
		lach_2	524					
		lach_3	533					
19	Landes de Marcy	marc_1	562	810				
		marc_2	670					
		marc_3	532					
23	Tourbière de la Mazure	mazu_1	558	810				
		mazu_2	608					
		mazu_3	529					
23	Tigouleix	tigo_1	561	734				
		tigo_2	573					
		tigo_3	528					
19	Tourbière du Tronchet	tron_1	633	697				
		tron_2	712					
		tron_3	688					

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Les reptiles sont échantillonnés à vue. Toutes les espèces présentes sur le transect sont notées. L'âge approximatif est estimé en fonction de la longueur des animaux. La durée approximative d'un transect est de 20 minutes. Les transects sont suivis à pied (MALLARD, 2017b).

- **Conditions météorologiques requises**

Les suivis se font par beau temps ou après des pluies fines ou orageuses, sans vent. Une étude sur la détermination des conditions optimales de suivis sera établie sur la base des observations 2016–2021 (MALLARD, 2017b).

- **Nombre de campagne de relevés**

Les sites sont suivis trois fois par an au printemps, les transects d'un même site devant être réalisés dans la même journée. Les sites sont suivis chaque année. La première année a servi au calage des transects, qui ont ensuite été modifiés suite aux remarques du Centre d'étude biologique de Chizé (Tab. LXXV).

Tab. LXXV. Dates des suivis 2017 et 2018 de Vipère péliade.

Nom du site	Passage 1		Passage 2		Passage 3		Observateur
	Date		Date		Date	Horaire	
Landes de Marcy	18/04/2018		21/05/2018		14/06/2018	16h20-14h45	Cristian Esculier
Tourbière de la Mazure	20/04/2018		16/05/2018		07/06/2018	14h15-17h45	Cristian Esculier
Tourbière de la Mazure	19/06/2017		07/07/2017		31/08/2017		Gaëlle CAUBLOT/ Cristian Esculier
Tourbière du Tronchet	18/04/2018		23/05/2018		12/06/2018	12h30– 16h50	Cristian Esculier
Tourbière du Tronchet	07/07/2017		07/09/2017		16/09/2017		Gaëlle CAUBLOT/ Cristian Esculier
Giat	24/04/2018		18/05/2018		14/06/2018	16h20-18h	Cristian Esculier
Giat	07/07/2017		31/08/2017		27/09/2017		Gaëlle CAUBLOT/ Cristian Esculier
Moulin de Goursolles	18/04/2018		23/05/2018		12/06/2018	15h- 17h30	Cristian Esculier
Moulin de Goursolles	07/07/2017		07/09/2017		16/09/2017		Gaëlle CAUBLOT/ Cristian Esculier
Tourbière de Gouttenègre	19/04/2018		21/05/2018		13/06/2018	13h-15h30	Cristian Esculier
Tourbière de Gouttenègre	07/07/2017		01/09/2017		27/09/2017		Gaëlle CAUBLOT/ Cristian Esculier
Etang de Chabanne haut	19/04/2018		11/05/2018		08/06/2018	15h – 17h50	Cristian Esculier
Etang de Chabanne haut	01/09/2017		27/09/2017		16/10/2017		Cristian Esculier
Ferme de Lachaud	25/04/2018		16/05/2018		14/06/2018	9h-11h	Cristian Esculier
Tigouleix							Rob Veen

- **Fiche de relevés**

La fiche de relevés reste inchangée par rapport à l'année 2017 (MALLARD, 2017b).

6.6.2 Résultats exploratoires

Seules les données issues des observations 2018 ont été intégrées dans cette partie car les transects ont été revus en cours d'hiver 2017-2018. Les données issues des observations 2017 ne sont donc pas toujours concordantes avec les transects 2018 et ont donc été mises de côté. Les données concernées par cette partie concernent à la fois *Vipera berus* et *Vipera aspis*. Toutefois, seule *Vipera berus* a été observée sur les transects en 2018. *Vipera aspis* n'a pas non plus été observée ailleurs dans les sites suivis.

Ainsi, *Vipera berus* a été observée 8 fois en 2018, sur 7 transects différents (répartis au sein de 5 sites) (Tab. LXXVI-Tab. LXXVIII). De plus, 7 observations ont été réalisées hors protocole, au sein des sites suivis.

La Vipère péliade a été observée dans 56 % des sites et 26 % des transects.

Tab. LXXVI. Observations de Vipera berus réalisées en 2018.

Nom du site (Département) : Nom court, Nb_T : nombre de transects, Nb_D. nombre de dates d'observations, mai, juin, juillet, août = 4, N_ind : abondance ou nombre d'individus (ordre croissant)

Nom des sites	Nom_Court	Nb_T	Nb_D.	N_ind
Giat	GIAT	3	3	1
Moulin de Goursolles	GOUR	3	3	2
Ferme de Lachaud	LACH	3	3	1
Lande de Marcy	MARCY	3	3	1
Tourbière de Tronchet	TRON	3	3	3

Tab. LXXVII. Nombre total d'individus observés en 2018.

Année	Nombre total d'individus observés
2018	8

Tab. LXXVIII. Nombre total d'individus de Vipera berus par site par mois en 2018.

Mois	Nombre total d'individus observés
Avril 2018	1
Mai 2018	3
Juin 2018	4

6.6.3 Discussion

Le suivi devra être assuré dans le temps pour produire des indices annuels d'abondance et de répartition pour comparaison sur le long terme. Le protocole est encore en cours de calage sur quelques détails (temps minimal de suivi, par exemple). L'année 2018 a permis de fixer le protocole et correspond à la première année de suivi.

Les analyses devront porter sur la mise en place d'une méthode efficace permettant de vérifier les corrélations entre l'occurrence de la Vipère péliade et la variation climatique des sites (assèchement, modification de la végétation, etc.). La difficulté principale réside dans le caractère élusif de l'espèce, qui nécessite de réaliser les suivis par conditions météorologiques très favorables pour maximiser les chances d'observation. A titre d'exemple, un seul individu a été aperçu en fin d'année 2017, lorsque les températures ont baissé.

Un focus particulier sera fait sur la pénétration possible de la Vipère aspic sur les transects en landes humides et bords de tourbières, indicatrice d'un changement climatique et d'habitat à l'échelle du site et sur l'étude de ses conséquences sur les populations de Vipère péliade.

La mise en place de capteurs de température et d'humidité au niveau du sol a été effectuée cette année afin de mieux appréhender le microclimat des zones fréquentées par les animaux (comm. pers. recommandations d'Olivier Lourdais et Mickaël Guillon, Centre d'études biologiques de Chizé–CNRS). De même, l'ajout de sites permet d'obtenir des résultats plus probants et fiables statistiquement.

Les transects ont été définis en 2018 et leur positionnement confirmé.

6.7 Communautés végétales des lagunes du plateau landais

Auteur : Kévin Romeyer, Contributeur : Grégory Caze

Les lagunes du plateau landais, de par leur configuration, leur profil topographique et leur alimentation en eau, sont propices au développement sur des surfaces conséquentes de communautés végétales amphibies d'une grande valeur patrimoniale et concentrant de nombreux enjeux floristiques (*Caropsis verticillato-inundata, Littorella uniflora, Luronium natans, Pilularia globulifera*). A l'échelle du plateau landais, on dénombre près de 2000 de ces systèmes si particuliers (CONSEIL GENERAL DES LANDES, 2010 ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011a ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011b). Toutefois, les pressions et menaces exercées sur les lagunes, et les végétations caractéristiques qu'elles hébergent, sont importantes et diverses (eutrophisation, surcreusement, variabilité de l'alimentation en eau, drainage…). Ceci est à l'origine d'une forte régression des espèces d'intérêt au profit de groupements basaux paucispécifiques et de la surface occupée par les ceintures de végétations amphibies et aquatiques (LE FOULER & BLANCHARD, 2011a). Avec le climat régional tendant notamment vers des étés plus chauds, plus longs et plus secs, associés à une forte variabilité interannuelle des précipitations (LE TREUT, 2018), ces espèces et végétations typiques pourraient ne plus trouver les conditions adéquates à leur développement.

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de lagunes, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) ; 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique) et 3- leur surface respective (largeur de chaque ceinture).

Suite à une étude préliminaire menée en 2017 sur les sites potentiels à l'échelle du plateau landais et des tests méthodologiques sur le terrain pour mettre en œuvre leur suivi (MALLARD, 2017b), l'année 2018 était dédiée à la mise en place des dispositifs et à une première lecture sur un premier lot de sites. Le travail effectué permet de définir un état de référence sur ces sites et de préciser quelques éléments de protocole.

6.7.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

La sélection des sites s'est d'abord basée sur la présence d'un indicateur de suivi privilégié : les communautés végétales amphibies relevant de l'*Elodo palustris–Sparganion erecti* Br.–Bl. & Tüxen ex Oberdorfer 1957) ; leur présence au sein des lagunes à retenir est donc indispensable. D'autre part, la présence de communautés végétales aquatiques relevant de l'*Hydrocharition morsus–ranae* Rübel ex Klika in Klika & Hadač 1944 et *Potamion polygonifolii* Hartog & Segal 1964 est intéressante pour estimer leur résilience, notamment par rapport aux suivis de populations d'odonates réalisés en parallèle sur certains sites.

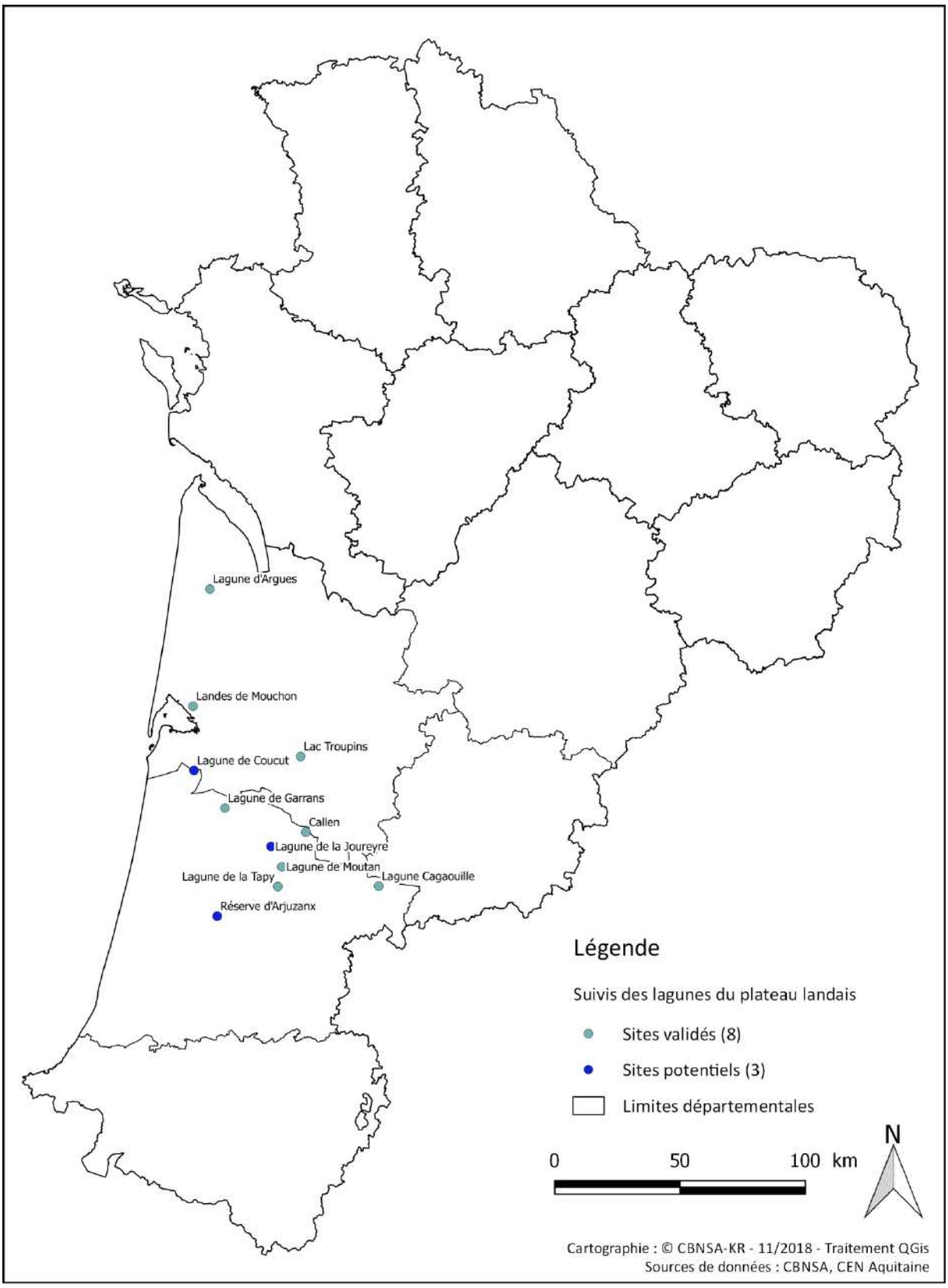
Ensuite, l'utilisation d'indices d'état (niveau trophique, atterrissement, diversité spécifique, perturbations hydrauliques) a permis de garder les lagunes dont le facteur climatique semblait prépondérant par rapport à l'évolution des végétations (MALLARD, 2017b).

Enfin, une cohérence géographique a été recherchée pour être représentatif de la répartition des lagunes et tenir compte des gradients climatiques existants à l'échelle du territoire.

Ainsi, 8 lagunes ont fait l'objet d'une mise en place de dispositifs de suivi de végétations et d'une lecture en 2018. En 2019, 3 sites complémentaires devraient être équipés et inventoriés.

- **Description des sites choisis**

Parmi les 8 lagunes actuellement validées, 3 sont situées en Gironde et 5 se trouvent dans les Landes. Les 3 sites potentiels se situent tous également dans les Landes (Fig. 294).



Sites de suivi des communautés végétales de lagunes du plateau landais en 2018

Fig. 294. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi des communautés végétales de lagunes.

Les caractéristiques de chaque site de lagune suivi (commune, superficie, statut, propriétaire, structures de suivi…) seront détaillées dans le tableau ci-dessous (Tab. LXXIX).

Tab. LXXIX. Caractéristiques des sites de suivis mis en place en 2018.

Dép.	Commune	Nom du site	Superficie (m2)	Statut	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
40	Callen	Callen	5903	Privé	FDC 40	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
33	Guillos	Lac Troupins	41305	Privé	?	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
40	Losse	Lagune Cagaouille	8978	Privé	CD 40	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
33	Hourtin	Lagune d'Argues	4741	?	?	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
40	Saugnacq-et-Muret	Lagune de Garrans	4285	?	CD 40	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
40	Le Sen	Lagune de Moutan	2774	?	CD 40	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
40	Labrit	Lagune de la Tapy	93979	Privé	FDC 40	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
33	Lanton	Landes de Mouchon	16756	Public	Commune	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le suivi des végétations de lagunes s'opère à travers un système de transects suivant la topographie en partant du niveau supérieur de la lagune, généralement en lisière de fourré, de lande ou de prairie à Molinie, et dirigé vers le point bas ou le centre de la pièce d'eau (MALLARD, 2017b ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011a).

Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme (plusieurs décennies) et afin d'assurer la relocalisation précise, le transect est délimité par des repères fixes mis en place ou situés dans le paysage (ex : piquets en bois imputrescible, arbre en bordure de lagune). Le géoréférencement du transect est déterminé sur le terrain par les coordonnées GPS de ses repères fixes. Dans le cas où le transect s'avère plus long que la distance entre les repères fixes, celui-ci est prolongé au moyen de repères temporaires (piquets en bois), également géoréférencés. Le temps de la lecture, le transect est matérialisé par un décamètre tendu entre les repères, au ras du sol.

Les caractéristiques de chaque transect de lagune mis en place sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tab. LXXX). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, le type de dispositifs, leur longueur respective avec le nombre de quadrats de fréquence utilisés et leurs coordonnées GPS au format WGS 84. Les cartes de localisation se trouvent en annexes (Annexe 12).

Tab. LXXX. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis mis en place en 2018.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Nombre de quadrats	Longueur (en m)	Latitude	Longitude
40	Callen	20180904-CALL01T	Transect (départ)	16	16	[redacted]	[redacted]
40	Callen	20180904-CALL01T	Transect (inter)			[redacted]	[redacted]
40	Callen	20180904-CALL01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
33	Lac Troupins	20170928-KR01T	Transect 1 (départ)	12	12	[redacted]	[redacted]
33	Lac Troupins	20170928-KR01T	Transect 1 (arrivée)			[redacted]	[redacted]
33	Lac Troupins	20180912-TROU02T	Transect 2 (départ)	19	25	[redacted]	[redacted]
33	Lac Troupins	20180912-TROU02T	Transect 2 (inter)			[redacted]	[redacted]
33	Lac Troupins	20180912-TROU02T	Transect 2 (inter)			[redacted]	[redacted]
33	Lac Troupins	20180912-TROU02T	Transect 2 (arrivée)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune Cagaouille	20170926-KR01T	Transect (départ)	26	49	[redacted]	[redacted]
40	Lagune Cagaouille	20170926-KR01T	Transect (inter)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune Cagaouille	20170926-KR01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
33	Lagune d'Argues	20180822-HOUR01T	Transect 1 (départ)	11	26	[redacted]	[redacted]
33	Lagune d'Argues	20180822-HOUR01T	Transect 1 (inter)			[redacted]	[redacted]
33	Lagune d'Argues	20180822-HOUR01T	Transect 1 (arrivée)			[redacted]	[redacted]
33	Lagune d'Argues	20180822-HOUR02T	Transect 2 (départ)	7	21	[redacted]	[redacted]
33	Lagune d'Argues	20180822-HOUR02T	Transect 2 (inter)			[redacted]	[redacted]
33	Lagune d'Argues	20180822-HOUR02T	Transect 2 (arrivée)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune de Garrans	20180809-GARR01T	Transect (départ)	16	16	[redacted]	[redacted]
40	Lagune de Garrans	20180809-GARR01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune de la Tapy	20180907-TAPY01T	Transect 1 (départ)	16	64	[redacted]	[redacted]
40	Lagune de la Tapy	20180907-TAPY01T	Transect 1 (inter)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune de la Tapy	20180907-TAPY01T	Transect 1 (arrivée)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune de la Tapy	20180907-TAPY02T	Transect 2 (départ)	12	48	[redacted]	[redacted]
40	Lagune de la Tapy	20180907-TAPY02T	Transect 2 (inter)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune de la Tapy	20180907-TAPY02T	Transect 2 (arrivée)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune de Moutan	20180830-MOUT01T	Transect (départ)	13	20	[redacted]	[redacted]
40	Lagune de Moutan	20180830-MOUT01T	Transect (inter)			[redacted]	[redacted]
40	Lagune de Moutan	20180830-MOUT01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
33	Landes de Mouchon	20180816-LANT01T	Transect (départ)	12	21	[redacted]	[redacted]
33	Landes de Mouchon	20180816-LANT01T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]

Protocole de réalisation des photos des points d'échantillonnage

Afin de relocaliser facilement les dispositifs de suivis et de garder une trace visuelle du contexte de chaque lecture, des prises de vue sont effectuées systématiquement, selon les dispositifs, de la façon suivante :

- Pour chaque repère fixe : 1 photo en portrait du repère dans l'axe du transect (matérialisé par une corde ou décamètre) en direction de la lagune + 1 photo en portrait du repère dans l'axe du transect dos à la lagune.
- Pour chaque transect : 4 photos en paysage présentant une vue générale prises depuis les 2 côtés du transect (matérialisé par une corde ou décamètre) en direction de la lagune et dos à celle-ci.
- Pour chaque quadrat de fréquence : 1 photo rapprochée de l'ensemble du quadrat.

• Méthode de relevés et détermination des espèces

Le suivi des végétations le long du transect s'effectue d'une part au moyen de quadrats de fréquence de 1 mètre de côté disposés si possible en continu ou à intervalle régulier (MALLARD, 2017b). Les espèces sont notées en présence/absence au sein de 4 quadrats élémentaires de 25 centimètres de côté dans le but d'obtenir une fréquence d'espèce par quadrat. Un inventaire complémentaire est réalisé à l'échelle du quadrat de fréquence pour recenser les taxons rares (non détectés dans les quadrats élémentaires). D'autre part, les limites de chaque communauté végétale sont définies en mesurant leur distance respective par rapport au repère fixe supérieur. Dans le cas de chevauchement ou de mosaïque entre communautés, nous notons la distance de début et de fin comme s'il s'agissait d'une communauté à part entière.

Enfin, un suivi paysager sans matérialisation du site est réalisé à travers un inventaire floristique exhaustif sur l'emprise de la lagune, couplé à un inventaire des végétations présentes permettant de proportionner les différentes communautés sur la lagune. En plus, un diagnostic des perturbations et menaces (hydrauliques, trophiques, physiques, envahissement par hélophytes compétitives) sur le site est opéré.

Le champ taxonomique concerne les spermatophytes, ptéridophytes et les bryophytes sont abordés uniquement au niveau des sphaignes ; le référentiel suivi est la version la plus récente de TaxRef (GARGOMINY *et al.*, 2018). Concernant les végétations, leur détermination se base sur le référentiel syntaxonomique du CBNSA (LAFON *et al.*, 2018).

Le matériel nécessaire pour la mise en place du suivi et sa lecture est présenté dans le Tome IV (MALLARD, 2017b).

• Nombre et délai entre campagnes de relevés

Si seulement 2 sites avaient été suivis en 2017, la quasi-totalité du réseau a fait l'objet d'une campagne de relevés en 2018 (Tab. LXXXI).

Un unique passage par année de suivi est réalisé entre mi-août et fin septembre correspondant à l'optimum phénologique des espèces et végétations amphibies (LE FOULER & BLANCHARD, 2011a). Etant donné les impacts des aléas climatiques extrêmes (forte sécheresse, canicule…) répétés plusieurs années de suite ainsi que les variations interannuelles de précipitations, le nombre de campagnes est

fixé à 2 au minimum dans le cadre du programme avec un délai de 2 ans, soit 2018 et 2020. En fonction des premières analyses et retours d'expérience, ce délai pourra être rehaussé. Sur certaines lagunes, un passage annuel pourra être effectué pour suivre plus spécifiquement la variabilité interannuelle.

Tab. LXXXI. Dates des suivis 2017 et 2018 de communautés végétales de lagunes.

Nom du site	Date passage 1	Date passage 2	Observateur(s)
Callen			Kévin Romeyer (CBNSA)
Lac Troupins	28/09/2017	12/09/2018	Kévin Romeyer (CBNSA)
Lagune Cagaouille	26/09/2017	21/09/2018	Kévin Romeyer, Anthony Le Fouler (2017) et Clément Cléro (2018) (CBNSA), Justine Poujol (2018) (Cistude Nature)
Lagune d'Argues	22/08/2018		Kévin Romeyer (CBNSA)
Lagune de Garrans	09/08/2018		Kévin Romeyer (CBNSA)
Lagune de Moutan	30/08/2018		Kévin Romeyer (CBNSA), David Jimenez (CD 40)
Lagune de la Tapy	07/09/2018		Kévin Romeyer (CBNSA)
Landes de Mouchon	16/08/2018		Kévin Romeyer (CBNSA)

- **Fiche de relevés**

La fiche utilisée est présentée en annexe du Tome IV (MALLARD, 2017b).

6.7.2 Résultats exploratoires

• Etat de référence des sites

L'année 2018 étant la première année de suivi général pour les communautés végétales des lagunes, l'objectif ici est d'établir un état de référence synthétique par site. Les résultats de chaque transect sont présentés à travers des tableaux de synthèse, accompagnés d'éléments descriptifs brefs sur la flore et les végétations recensées.

Ces tableaux de synthèse reprennent uniquement la fréquence de chaque taxon par quadrat de fréquence de 1 mètre de côté et les éléments relatifs aux sous-quadrats élémentaires de 25 centimètres de côté ne sont pas précisés ici. La liste floristique établie sur chaque lagune est présentée en annexe (Annexe 13). Les résultats bruts des transects seront détaillés dans un futur rapport.

Site de Callen (Callen, 40)

Le site de Callen ne présente pas les caractéristiques d'une lagune typique. Il s'agit d'une retenue collinaire alimentée par un cours d'eau et dont la partie au sud est une grande zone de tourbière de transition limnogène (MANNEVILLE *et al.*, 2006). Des végétations amphibies et de bas-marais intéressantes relevant de l'*Elodo – Sparganion* et du *Rhynchosporion albae* W. Koch 1926 se développent toutefois en bordure de la pièce d'eau soumise à exondation temporaire.

Le long du transect, 15 taxons ont été recensés (Tab. LXXXII) et les végétations sont structurées principalement par 3 d'entre eux : *Juncus bulbosus*, *Hypericum elodes* et *Sphagnum* div. sp.

Tab. LXXXII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Callen).

Département		40															
Commune		CALLEN															
Date		04/09/2018															
Nom site		Callen															
Code suivi		20180904-CALL01T															
Code lagune																	
N° placette		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	
Distance piquet supérieur (m)		0-1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	7-8m	7-8m	8-9m	9-10m	10-11m	11-12m	12-13m	13-14m	14-15m	15-16m	
Nature du sol		Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	
Conditions stationnelles		Engorgé	Engorgé	Engorgé	Engorgé + eau libre	Engorgé	Engorgé	Engorgé	Engorgé	Engorgé	Engorgé	Inondé	Inondé	Inondé	Inondé	Inondé	Inondé	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé																	FQ/transect
80590	*Agrostis canina*	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	2
95438	*Drosera intermedia*	50	75	25	1	25	25	1	25	25	25	0	0	0	0	0	0	19
95916	*Eleocharis multicaulis*	0	0	1	0	0	0	0	1	25	75	0	0	0	0	0	0	8
95922	*Eleocharis palustris*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	25	3
96844	*Eriophorum angustifolium*	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
96695	*Erica tetralix*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
103142	*Hydrocotyle vulgaris*	0	0	0	0	1	100	100	75	25	0	0	0	0	0	0	0	20
103272	*Hypericum elodes*	0	25	100	75	75	25	25	75	75	0	0	0	0	0	0	0	30
104101	*Juncus acutiflorus*	25	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
104145	*Juncus bulbosus*	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
108718	*Molinia caerulea*	50	1	0	1	0	25	75	50	75	25	0	0	0	0	0	0	21
117731	*Rhynchospora alba*	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
197825	*Sphagnum sp. 1*	100	100	100	75	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25
197825	*Sphagnum sp. 2*	0	0	0	0	0	100	100	100	100	100	25	1	0	25	0	0	35
6784	*Sphagnum gr. rubellum*	0	0	0	0	0	0	25	25	0	0	0	0	0	0	0	0	3

Les communautés végétales identifiées le long du transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 5 mètres : nous retrouvons une mosaïque liée au niveau d'engorgement entre une communauté basale de gazon amphibie, relevant de l'*Elodo – Sparganion*, et une communauté pionnière de dépressions tourbeuses du *Rhynchosporion albae* ;

- De 5 à 9,70 mètres : une végétation pionnière de bas-marais tourbeux atlantique de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis* B. Foucault 2008 domine de rares patchs de gazon amphibie basal ;
- De 9,70 à 16 mètres : un gazon amphibie basal constitué essentiellement de *Juncus bulbosus* occupe les zones inondées.

Ce site présentant par ailleurs un intérêt en termes de végétations de tourbières, un dispositif spécifique pourra être mis en place et contribuer ainsi à un suivi fonctionnel de l'ensemble du système.

Lac Troupins (Guillos et Cabanac-et-Villagrains, 33)

Ce site est constitué de 2 systèmes lagunaires déconnectés. La première lagune au nord, sur laquelle est positionné le transect 1, est de petite taille, circulaire et en pente assez prononcée. Elle est plutôt homogène en termes de végétations mais celles-ci sont peu recouvrantes. La seconde, où se trouve le transect 2, est une lagune de grande surface réniforme, à pente hétérogène (douce à moyenne). Elle est par ailleurs soumise à une fréquentation non négligeable sur toute sa partie nord. Dans les 2 cas, le substrat est de nature sablo-graveleuse et devient vaseuse en se rapprochant de l'eau libre. Elles semblent toutes deux restées en eau toute l'année sans toutefois que des végétations aquatiques soient présentes ou bien exprimées. La lagune au nord est constituée principalement de végétations pionnières amphibies relevant des *Nanocyperetalia flavescentis Klika 1935* ; les communautés vivaces sont ici très fragmentaires et paucispécifiques. Ses bordures sont boisées et dominées par les chênes rouge (*Quercus rubra*) et pédonculé (*Q. robur*). La grande lagune comporte en revanche une part importante de sa surface (environ 30%) occupée par des gazons amphibies de bas-niveaux (*Elodo – Sparganion*) et de niveau supérieur (*Caropsio verticillato-inundatae – Agrostietum caninae*). Ses bordures sont occupées par une prairie à Molinie paratourbeuse assez dense, vraisemblablement issue d'une lande humide dégradée de l'*Ulici minoris – Ericenion ciliaris*.

Au total, 71 taxons ont été observés sur l'emprise des 2 lagunes (Annexe 13) dont 22 le long du transect 1 (Tab. LXXXIII) et 21 le long du transect 2 (Tab. LXXXVI). *Caropsis verticillato-inundata* et *Littorella uniflora* sont les seules espèces patrimoniales et protégées du site mais leurs populations sont relativement importantes.

Tab. LXXXIII. Tableau de synthèse de la lecture 2017 du transect 1 (Lac Troupins).

Nom site		Lac Troupins												
Observateur(s)		Kévin Romeyer (CBNSA)												
Date		28/09/2017												
Département		33												
Commune		CABANAC-ET-VILLAGRAINS												
Code suivi		20170928-TROU01T												
Code lagune														
N° placette		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	
Distance piquet supérieur (m)		0 à 1	1 à 2	2 à 3	3 à 4	4 à 5	5 à 6	6 à 7	7 à 8	8 à 9	9 à 10	10 à 11	11 à 12	
Nature du sol		Sablo-graveleux	Sablo-graveleux	Sablo-graveleux	Sablo-graveleux	Sablo-graveleux	Sablo-graveleux	Sablo-graveleux	Sablo-graveleux avec MO	Sablo-vaseux avec MO	Sablo-organique	Vaseux	Vaseux	
Conditions stationnelles		Mésohygrophile / sec	Mésohygrophile / sec	Mésohygrophile / sec	Amphibie / sec	Amphibie / sec	Amphibie / sec	Amphibie / sec	Amphibie / frais	Amphibie / humide	Amphibie / humide	Amphibie / engorgé	inondé	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé													FQ/transect
80590	*Agrostis canina*	0	25	1	50	1	50	25	50	25	0	0	0	21
80591	*Agrostis capillaris*	0	0	0	0	0	1	0	25	0	0	0	0	3
88463	*Carex demissa*	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
93803	*Cynodon dactylon*	0	25	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
93936	*Cyperus fuscus*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	75	0	13
95922	*Eleocharis cf palustris*	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	4
96749	*Erigeron canadensis*	0	1	0	0	1	1	50	0	1	0	0	0	8
100519	*cf Gnaphalium uliginosum*	0	0	0	0	0	0	1	1	25	0	0	0	4
103142	*Hydrocotyle vulgaris*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	4
103862	*Isolepis fluitans*	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	2
104145	*Juncus bulbosus*	0	75	100	100	100	75	100	25	75	100	75	0	69
106678	*Lotus hispidus*	0	0	0	75	100	100	100	100	100	100	100	0	65
106698	*Lotus pedunculatus*	0	0	0	0	0	0	0	0	100	1	0	0	9
107038	*Lycopus europaeus*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
108718	*Molinia caerulea*	50	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
112741	*Persicaria lapathifolia*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	50	1	7
115156	*Populus tremula (germ.)*	0	50	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6
115301	*Potamogeton polygonifolius*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	2
117144	*Ranunculus cf ololeucos*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	25	0	4
119948	*Salix atrocinerea (juv.)*	0	0	0	0	0	0	0	1	50	25	0	0	7
197758	*Sonchus sp*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
128307	*Utricularia australis*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	50	6

Les communautés végétales identifiées le long du transect 1 s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 8 mètres : végétation pionnière et fragmentaire de prairie hydrophile amphibie (*Juncion acutiflori*) en mosaïque avec une pelouse à thérophytes basale du *Cicendion filiformis* (Rivas Goday in Rivas Goday & Borja 1961) Braun–Blanq. 1967 ;
- De 8 à 9 mètres : communauté basale de gazon amphibie vivace (*Elodo – Sparganion*) en mosaïque avec gazon annuel (*Nanocyperion flavescentis*) ;
- De 9 à 10,3 mètres : gazon amphibie annuel du *Nanocyperion flavescentis* bien développé sur vase ;
- De 10,3 à 12 mètres : végétation d'herbiers flottants à Utriculaire mal exprimée (*Hydrocharition morsus–ranae*).

Tab. LXXXIV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect 2 (Lac Troupins).

Nom site	Lac Troupins																			
Observateurs	Kévin Romeyer (CBNSA)																			
Date	12/09/2018																			
Département	33																			
Commune	GUILLOS																			
Code suivi	20180912-TROU02T																			
Code lagune																				
N° placette	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	
Distance piquet supérieur (m)	6-7m	7-8m	8-9m	9-10m	10-11m	11-12m	12-13m	13-14m	14-15m	15-16m	16-17m	17-18m	18-19m	19-20m	20-21m	21-22m	22-23m	23-24m	24-25m	
Nature du sol	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe / Sables	Sablo - organique	Sablo - organique	Sablo - organique	Sablo - organique	Sablo - organique	Sablo - organique	Sables	Sables	Sables	Sables	Sables	Sables	Sables	
Conditions stationnelles	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Mésohygrophile	Sec en surface	Sec en surface	Sec en surface	Sec	Sec	Sec à humide	Sec à humide	Sec à humide	Sec à humide	FQ / transect
cd_ref Nb taxon/accommodat / relevé																				
80590 *Agrostis canina*	75	100	100	100	100	100	100	75	25	25	0	25	0	0	0	0	0	0	0	43
85487 *Baldellia reperis*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	50	25	50	25	9
85957 *Bidens frondosa*	75	25	75	100	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
88463 *Carex demissa*	0	0	0	0	0	0	0	0	25	25	25	25	25	100	25	50	25	1	0	18
6081144 *Caropsis verticillato-inundata*	0	0	1	1	0	50	75	25	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
93803 *Cynodon dactylon*	0	0	0	0	0	0	25	75	50	50	1	0	25	75	100	75	100	50	0	34
95438 *Drosera intermedia*	0	0	1	75	25	0	25	75	100	100	100	100	75	50	25	50	1	0	1	45
96916 *Eleocharis multicaulis*	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	25	50	75	0	1	0	0	0	0	60
97904 *Cf. Exaculum pusillum*	0	0	0	0	0	0	0	25	25	75	50	25	75	50	1	0	25	50	0	22
98887 *Frangula alnus*	25	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
103142 *Hydrocotyle vulgaris*	100	100	100	100	100	100	75	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37
103272 *Hypericum elodes*	0	0	75	25	25	50	25	75	100	100	50	1	100	50	25	50	50	75	75	51
103536 *Illecebrum verticillatum*	0	0	0	0	0	0	0	0	1	25	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
103862 *Cf. Isolepis fluitans*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	1
104145 *Juncus bulbosus*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	1	25	50	100	75	75	100	25
106419 *Littorella uniflora*	0	0	0	0	0	0	50	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	50	50	59
106718 *Molinia caerulea*	100	75	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	50	75	50	1	88
117025 *Ranunculus flammula*	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
197334 *Salix sp. (plt)*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	5
197758 *Sonchus sp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	1
197825 *Sphagnum sp.*	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3

Concernant le transect 2, les communautés végétales s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 5 mètres : végétation de lande humide de l'*Ulici minoris – Ericenion ciliaris* dégradée prenant la forme d'une moliniaie piquetée d'Ericacées ; cette partie n'est pas échantillonée par les quadrats de fréquence ;
- De 5 à 8 mètres : végétation de prairie paratourbeuse à Molinie assez dense et peu diversifiée, relevant du *Juncion acutiflori* ;
- De 8 à 13 mètres : une végétation de prairie hydrophile amphibie du *Caropsio verticillato–inundatae – Agrostietum caninae* assez dense correspondant au niveau topographique le plus haut soumis à l'inondation et le plus longtemps exondé de la lagune ;
- De 13 à 25 mètres : végétation de gazon amphibie à Littorelle des niveaux bas à intermédiaires de l'*Elodo – Sparganion*.

Lagune Cagaouille (Losse, 40)

La lagune Cagaouille est une grande lagune circulaire fermée en grande partie par une prairie tourbeuse à Molinie (*Juncion acutiflori* Braun–Blanq. in Braun–Blanq. & Tüxen 1952). Une restauration de la lagune menée par le Conseil Départemental des Landes a permis de maintenir une zone propice au développement de gazons amphibies de bas–niveaux (*Elodo – Sparganion*) et de niveau supérieur (*Caropsio verticillato–inundatae – Agrostietum caninae* B. Foucault 2008). Toutefois, si le système peut être inondé plus ou moins longtemps en fonction des taux de précipitations, il s'exonde totalement entre le milieu d'été et l'automne. Ainsi, aucune végétation strictement aquatique ne subsiste.

Le long du transect, 22 taxons ont été recensés (Tab. LXXXV) dont 4 considérés comme patrimoniaux et protégés : *Carex lasiocarpa, Caropsis verticillato–inundata, Luronium natans* et *Pilularia globulifera*. Les 3 derniers étant par ailleurs caractéristiques de gazons amphibies.

Les communautés végétales identifiées le long du transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 9 mètres : végétation de prairie hydrophile amphibie du *Caropsio verticillato–inundatae – Agrostietum caninae* en phase plutôt pionnière peu dense correspondant au niveau topographique le plus haut soumis à l'inondation et le plus longtemps exondé de la lagune ;
- De 9 à 14 mètres : une végétation de gazon amphibie de bas–niveaux de l'*Elodo – Sparganion* à *Pilularia globulifera* et *Luronium natans* se retrouve en mosaïque avec une communauté basale de prairie flottante à *Glyceria fluitans* à la faveur de dépressions créées par les sangliers ;
- De 14 à 24 mètres : une végétation intermédiaire entre la prairie hydrophile du *Caropsio verticillato–inundatae – Agrostietum caninae* et le gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion* se développe sur une zone à microtopographie hétérogène avec également des patchs de *Glyceria fluitans* ;
- De 24 à 29,5 mètres : une végétation de prairie à Molinie du *Juncion acutiflori* croît sur une butte issue d'un remblai ancien ;
- De 29,5 à 48 mètres : une cariçaie dense à *Carex lasiocarpa* sur tourbe relevant du *Caricion fuscae* W. Koch 1926 se situe dans une zone à engorgement plus ou moins régulier.

Tab. LXXXV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Lagune Cagaouille).

Nom site	Lagune Cagaouille																									
Observateur(s)	Kévin Romeyer, Clément Cléro (CBNSA) et Justine Poujol (Cistude Nature)																									
Date	21/09/2018																									
Département	40																									
Commune	LOSSE																									
Code suivi	20170926-LOSS01T																									
Code lagune																										
N° placette																										
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20	R21	R22	R23	R24	R25	
Distance piquet supérieur (m)	-1 à 0	1 à 2	3 à 4	5 à 6	7 à 8	9 à 10	11 à 12	13 à 14	15 à 16	17 à 18	19 à 20	21 à 22	23 à 24	25 à 26	27 à 28	29 à 30	31 à 32	33 à 34	35 à 36	37 à 38	39 à 40	41 à 42	43 à 44	45 à 46	47 à 48	
Nature du sol	Paratourbeux	Sables ocres organiques	Sables ocres organiques	Sables ocres	Sables ocres	Sables blancs chargés en MO	Sables blancs chargés en MO	Sables blancs chargés en MO	Sables blancs chargés en MO	Sables blancs chargés en MO	Sables blancs chargés en MO	Sables blancs chargés en MO	Sables blancs chargés en MO	Sablo-organique	Sablo-organique	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux
Conditions stationnelles	Prairie à Molinie en touradon	Amphibie / sec	Amphibie / sec	Amphibie / perturbations	Amphibie / perturbations	Amphibie / humide	Amphibie / humide	Amphibie / humide	Amphibie / humide	Amphibie / frais	Amphibie / frais	Amphibie / frais	Amphibie / frais	Amphibie / frais	Bourrelet de curage humide	Hygrophile	Hygrophile	Hygrophile	Butte hygrophile	Hygrophile	Butte hygrophile	Butte hygrophile	Butte hygrophile	Butte hygrophile	Butte hygrophile	Hygrophile	FQ/transect
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé																										
8059	*Agrostis canina*	50	100	100	100	75	100	0	100	75	100	100	100	100	50	25	75	0	0	75	100	50	1	25	0	25	62
718211	*Baldellia repens subsp. cavanillesii*	0	100	75	50	100	100	25	100	100	100	100	75	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40
8595	*Bidens frondosa*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
88614	*Carex lasiocarpa*	0	100	100	50	75	25	0	25	0	76	50	1	0	0	0	100	100	100	50	100	100	100	100	100	100	36
608144	*Caropsis verticillato-inundata*	0	100	100	50	75	25	0	25	0	76	50	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22
96858	*Elatine hexandra*	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
95918	*Eleocharis multicaulis*	50	50	100	75	50	0	100	25	75	100	100	100	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
100387	*Glyceria fluitans*	0	0	0	0	0	75	100	50	0	0	0	0	75	25	0	0	0	0	50	100	75	0	0	0	0	22
103142	*Hydrocotyle vulgaris*	100	0	25	1	25	0	0	25	75	75	75	100	1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	58
103272	*Hypericum elodes*	0	50	50	50	50	1	0	25	75	75	75	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
103862	*Isolepis fluitans*	1	1	25	25	100	100	50	100	75	75	75	100	100	75	0	0	0	0	25	25	0	0	0	0	0	40
103898	*C.f. Isolepis setacea*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
104145	*Juncus bulbosus*	0	100	100	100	100	25	0	50	100	100	100	100	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38
106807	*Lemna natans*	0	0	0	0	0	100	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
108718	*Molinia caerulea*	100	75	75	25	25	0	0	0	25	25	75	100	25	100	100	0	0	50	50	50	75	0	25	25	25	45
113547	*Phalaris globulifera*	0	25	0	0	0	0	0	25	25	0	1	25	0	25	25	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7
115301	*Potamogeton polygonifolius*	0	0	1	0	0	1	0	25	1	0	1	1	25	1	75	0	25	1	0	0	0	0	25	0	0	15
117025	*Ranunculus flammula*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	50	0	0	0	0	0	0	5
117144	*Ranunculus cf. ololeucos*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	25	0	0	0	0	47
122073	*Scutellaria minor*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
128307	*Sphagnum gr. denticulatum*	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28
128307	*Utricularia cf. australis*	0	0	0	0	100	0	0	1	100	100	75	75	25	0	25	0	0	50	50	0	75	0	25	75	0	20

Lagune d'Argues (Hourtin, 33)

La lagune d'Argues est une lagune circulaire de taille moyenne comportant une part importante de sa surface (environ 35%) occupée par des gazons amphibies de bas-niveaux (*Elodo – Sparganion*) et de niveau supérieur (*Caropsio verticillato-inundatae – Agrostietum caninae*). Elle semble conserver une zone centrale régulièrement en eau sans toutefois que des végétations aquatiques soient présentes. Les bordures de la lagune sont occupées par une prairie à Molinie paratourbeuse assez dense, relevant du *Juncion acutiflori*, et piquetée d'arbustes. Le substrat est de nature sableuse à paratourbeuse sur les niveaux supérieurs et devient vaseuse en se rapprochant de l'eau libre.

Au total, 38 taxons ont été observés sur l'emprise de la lagune (Annexe 13) dont 17 le long du transect 1 et 16 le long du transect 2 (Tab. LXXXVI et Tab. LXXXVII). *Caropsis verticillato-inundata* est la seule espèce patrimoniale et protégée du site.

Tab. LXXXVI. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect 1 (Lagune d'Argues).

Nom site		Lagune d'Argues											
Observateur(s)		Kévin Romeyer (CBNSA)											
Date		22/08/2018											
Département		33											
Commune		HOURTIN											
Code suivi		20180822-HOUR01T											
Code lagune													
N° placette		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	
Distance piquet supérieur (m)		0-1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	8-9m	9-10m	10-11m	
Nature du sol		Sable	Sable	Sable	Sable	Sable	Sable	Sable organique	Sable organique	Sable organique	Sables + vase	Vase	
Conditions stationnelles		Hygro	Hygro	Hygro	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Engorgé	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé												FQ/transect
80590	*Agrostis canina*	100	100	100	100	100	100	100	100	25	0	0	75
85487	*Baldellia repens*	0	0	0	50	75	50	100	100	100	100	25	55
85957	*Bidens frondosa*	50	0	0	50	0	0	0	0	1	0	0	10
608144	*Caropsis verticillato-inundata*	0	0	0	0	0	25	1	25	25	50	0	12
94995	*Digitaria sanguinalis*	0	0	0	0	0	0	0	25	75	50	0	14
95916	*Eleocharis multicaulis*	100	100	100	100	100	100	100	100	100	1	0	83
99410	*Galium debile*	0	0	25	0	50	100	50	0	0	0	0	20
100387	*Glyceria fluitans*	0	0	0	0	0	25	25	75	100	100	100	39
103142	*Hydrocotyle vulgaris*	100	100	100	100	100	100	100	100	75	1	0	81
103272	*Hypericum elodes*	0	0	0	0	0	0	0	50	75	25	0	14
103862	*Isolepis fluitans*	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	50	23
104145	*Juncus bulbosus*	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3
104208	*Juncus heterophyllus*	0	0	0	0	0	0	0	1	50	75	100	21
106435	*Lobelia urens*	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	2
108718	*Molinia caerulea*	75	50	1	0	0	0	0	0	0	0	0	12
117025	*Ranunculus flammula*	0	25	25	0	50	75	25	0	0	0	0	18
117144	*Ranunculus ololeucos*	25	0	0	0	0	100	75	100	100	100	0	45

Pour le transect 1, le point 0 correspondant au début de la lecture par quadrats est situé sur le repère intermédiaire (et non sur le repère supérieur comme mentionné dans le tableau), situé à 15 mètres du repère supérieur.

Les communautés végétales identifiées le long de ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De -15 à -6 mètres : complexe de fourré et ourlet à fougère aigle avec une zone pelousaire correspondant à un chemin d'accès. Cette partie n'a pas fait l'objet d'une caractérisation précise des végétations car sans intérêt dans le cadre de ce suivi ;
- De -6 à 0 mètre : végétation de prairie paratourbeuse à Molinie assez dense et peu diversifiée, relevant du *Juncion acutiflori* ;
- De 0 à 7 mètres : végétation de prairie hydrophile amphibie du *Caropsio verticillato-inundatae – Agrostietum caninae* assez dense correspondant au niveau topographique le plus haut soumis à l'inondation et le plus longtemps exondé de la lagune ;
- De 7 à 9 mètres : végétation intermédiaire entre la prairie hydrophile du *Caropsio verticillato-inundatae – Agrostietum caninae* et le gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion* ;
- De 9 à 12 mètres : communauté de gazon amphibie de bas-niveau de l'*Elodo – Sparganion* sur vase ;

Le long du transect 2, les communautés végétales identifiées s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 8 mètres : végétation de prairie paratourbeuse à Molinie assez dense et peu diversifiée, relevant du *Juncion acutiflori* ;
- De 8 à 12 mètres : végétation de prairie hydrophile amphibie du *Caropsio verticillato-inundatae – Agrostietum caninae* assez dense correspondant au niveau topographique le plus haut soumis à l'inondation et le plus longtemps exondé ;
- De 12 à 13 mètres : une végétation intermédiaire entre la prairie hydrophile du *Caropsio verticillato-inundatae – Agrostietum caninae* et le gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion* se développe ;
- De 13 à 21 mètres : une communauté de gazon amphibie de bas-niveau de l'*Elodo – Sparganion* sur sables de plus en plus disparate en allant vers le centre de la lagune.

Tab. LXXXVII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect 2 (Lagune d'Argues).

Nom site		Lagune d'Argues							
Observateurs		Kévin Romeyer (CBNSA)							
Date		22/08/2018							
Département		33							
Commune		HOURTIN							
Code suivi		20180522-HOURT02T							
Code lagune									
N° placette		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	
Distance piquet supérieur (m)		5-6m	7-8m	9-10m	11-12m	13-14m	15-16m	17-18m	
Nature du sol		Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Sables	Sables	
Conditions stationnelles		Mesohygro	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Amphibie	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé								FQ/transect
80590	*Agrostis canina*	75	100	100	100	50	1	0	62
85487	*Baldellia repens*	0	0	0	100	100	75	25	43
85957	*Bidens frondosa*	0	0	1	0	0	0	0	1
608144	*Caropsis verticillato-inundata*	0	1	25	50	50	0	0	19
94995	*Digitaria sanguinalis*	0	0	0	1	100	100	1	31
95916	*Eleocharis multicaulis*	75	100	100	100	50	0	0	61
100387	*Glyceria fluitans*	0	0	0	0	50	0	0	7
103142	*Hydrocotyle vulgaris*	75	100	50	100	25	0	0	50
103272	*Hypericum elodes*	0	0	0	1	25	0	0	5
103862	*Isolepis fluitans*	0	0	0	0	50	50	50	21
104145	*Juncus bulbosus*	0	0	0	0	50	100	75	32
104208	*Juncus heterophyllus*	0	0	0	25	50	50	75	29
108718	*Molinia caerulea*	25	75	75	1	0	0	0	26
117025	*Ranunculus flammula*	50	0	1	25	0	0	0	12
117144	*Ranunculus ololeucos*	0	0	0	50	100	100	25	39
197825	*Sphagnum sp.*	1	0	0	0	0	0	0	1

Lagune de Garrans (Saugnacq-et-Muret, 40)

La lagune de Garrans est une lagune réniforme de taille moyenne, composée d'un côté aux berges abruptes et d'un autre en pente douce comportant différentes ceintures de végétations hygrophiles à aquatiques. Une part importante de sa surface (environ 25%) est occupée par des gazons amphibies de bas-niveaux (*Elodo – Sparganion*) et presque la moitié (45%) est dominée par des communautés aquatiques. Cela indique une présence d'eau tout au long de l'année. Les bordures de la lagune sont occupées par une prairie à Molinie paratourbeuse humide peu dense et assez diversifiée, relevant du *Juncion acutiflori*. Le substrat est de nature sableuse à tourbeuse sur les niveaux supérieurs et devient vaseuse en se rapprochant de l'eau libre.

Au total, 49 taxons ont été observés sur l'emprise de la lagune (Annexe 13) dont 25 le long du transect (Tab. LXXXVIII). *Drosera intermedia* est la seule espèce patrimoniale et protégée notée sur le site.

Tab. LXXXVIII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Lagune de Garrans).

Nom site		Lagune de Garrans																
Observateurs		Kévin Romeyer (CBNSA)																
Date		09/08/2018																
Département		40																
Commune		SAUGNACQ-ET-MURET																
Code suivi		20180809-GARR01T																
Code lagune																		
N° placette		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	
Distance piquet supérieur (m)		0-1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	8-9m	9-10m	10-11m	11-12m	12-13m	13-14m	14-15m	15-16m	
Nature du sol		Sable - tourbe	Sable - tourbe	Sable - tourbe	Sable - tourbe	Sable - tourbe	Sable + tourbe	Sable + tourbe	Sable + tourbe	Sable	Sable + vase	Sable + vase	Vaseux	Vaseux	Vaseux	Vaseux	Vaseux	
Conditions stationnelles		Hygrocline	Hygrophile	amphibie	amphibie	amphibie	Amphibie	Amphibie	Amphibie	Aquatique	Aquatique	Aquatique	Aquatique	Aquatique	Aquatique	Aquatique	Aquatique	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé																	FQ/transect
107085	*Anagallis tenella*	0	0	0	0	50	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	5
80590	*Agrostis canina*	50	75	100	100	100	100	100	100	1	0	25	0	0	0	25	50	53
189857	*Betula sp.(pl)*	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
85957	*Bidens frondosa*	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	2
95438	*Drosera intermedia*	25	25	50	25	75	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
95916	*Eleocharis multicaulis*	0	0	100	100	75	100	100	100	75	50	1	0	0	25	50	50	53
98887	*Frangula alnus*	50	75	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
103272	*Hypericum elodes*	0	0	0	0	0	1	25	0	0	0	0	0	25	50	100	100	20
107085	*Hydrocotyle vulgaris*	0	0	0	0	0	0	75	50	0	0	0	0	0	0	0	0	8
103862	*Isolepis fluitans*	0	0	0	0	0	0	0	0	25	100	100	100	75	100	100	100	44
104145	*Juncus bulbosus*	0	0	0	0	0	0	1	50	100	100	100	100	100	100	100	100	54
106698	*Lotus pedunculatus*	0	50	25	100	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
108718	*Molinia caerulea*	100	100	100	100	100	100	100	50	0	0	0	0	0	0	0	0	47
196557	*Polytrichum sp.*	100	100	75	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19
115301	*Potamogeton polygonifolius*	0	0	0	0	0	0	25	1	50	50	25	1	100	100	100	50	33
116265	*Pteridium aquilinum*	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
116759	*Quercus robur*	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
117025	*Ranunculus flammula*	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
117144	*Ranunculus ololeucos*	0	0	0	0	0	0	1	50	50	50	75	50	25	75	100	100	37
119948	*Salix atrocinerea (pl)*	1	75	25	75	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
122073	*Scutellaria minor*	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	2
197825	*Sphagnum sp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
6742	*Sphagnum denticulatum f.inundatur*	100	100	100	100	100	100	75	75	1	0	0	0	0	0	0	0	48
128307	*Utricularia australis*	0	0	0	0	0	0	0	25	75	100	50	75	100	100	1	25	35
130065	*Wahlenbergia hederacea*	25	50	25	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8

Les communautés végétales identifiées le long de ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 7 mètres : végétation de prairie tourbeuse hygrophile pionnière de *l'Anagallido tenellae – Juncenion acutiflori* (Braun-Blanq. 1967) B. Foucault 2008 ; en mosaïque avec une communauté de gouilles tourbeuses du *Rhynchosporion albae* fragmentaire dans les micro-dépressions ;
- De 7 à 16 mètres : communauté de gazon amphibie de bas-niveau de l'*Elodo – Sparganion* assez dense sur vase, superposée à une végétation d'herbiers flottants à *Utricularia australis* de l'*Hydrocharition morsus-ranae*.

Lagune de Moutan (Le Sen, 40)

Il s'agit d'une lagune circulaire de taille moyenne à pente douce. Elle a fait l'objet de travaux de restauration par le Conseil Départemental des Landes et son périmètre est clôturé afin d'éviter le retournement du sol par les sangliers. Elle comporte différentes ceintures de végétations hygrophiles à aquatiques bien structurées. La majeure partie de sa surface (environ 55%) est occupée par des gazons amphibies de bas-niveaux (*Elodo – Sparganion*) et de niveaux supérieurs (*Caropsio verticillato-inundatae – Agrostietum caninae*). La présence d'herbiers enracinés à *Luronium natans* du *Potamion polygonifolii* et d'herbiers flottants à *Utricularia australis* de *l'Hydrocharition morsus-ranae* indique le maintien d'une pièce d'eau une très grande partie de l'année. Les bordures de la lagune sont occupées par une prairie à Molinie paratourbeuse assez dense et peu diversifiée, relevant du *Juncion acutiflori*. Le substrat est de nature sableuse avec des dépôts tourbeux importants.

Au total, 27 taxons ont été observés sur l'emprise de la lagune (Annexe 13) dont 13 le long du transect (Tab. LXXXIX). *Caropsis verticillato-inundata, Drosera intermedia* et *Luronium natans* sont les espèces patrimoniales et protégées notées sur le site.

Tab. LXXXIX. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Lagune de Moutan).

Nom site		Lagune de Moutan													
Observateurs		Kévin Romeyer (CBNSA) et David Jimenez (CD 40)													
Date		30/08/2018													
Département		40													
Commune		LE SEN													
Code suivi		20180830-MOUT01T													
Code lagune		Moutan - SEN05													
N° placette		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	
Distance piquet supérieur (m)		7-8m	8-9m	9-10m	10-11m	11-12m	12-13m	13-14m	14-15m	15-16	16-17m	17-18m	18-19m	19-20m	
Nature du sol		Tourbe noire	Tourbe noire	Tourbe noire	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	
Conditions stationnelles		Sec	Sec	Sec	Mésohygro	Mésohygro	Mésohygro	Mésohygro	Hygro	Hygro	Engorgé	Engorgé à inondé	Inondé	Inondé	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé														FQ/transect
80590	*Agrostis canina*	100	100	100	100	100	100	100	75	100	100	50	25	0	81
85487	*Baldellia repens*	0	0	0	0	0	25	50	50	0	0	0	50	50	17
608144	*Caropsis verticillato-inundata*	0	0	25	25	1	25	25	1	25	1	75	1	0	19
95916	*Eleocharis multicaulis*	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	100	100	50	94
103142	*Hydrocotyle vulgaris*	0	50	25	50	0	0	0	0	25	0	0	0	0	12
103272	*Hypericum elodes*	0	0	50	75	1	75	75	100	100	100	25	0	0	47
103862	*Isolepis fluitans*	0	0	25	50	50	50	50	75	0	0	0	0	0	23
104145	*Juncus bulbosus*	0	0	25	75	100	100	75	75	100	100	75	50	100	67
108718	*Molinia caerulea*	100	25	100	75	50	25	0	25	0	0	0	0	0	31
115301	*Potamogeton polygonifolius*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
117144	*Ranunculus ololeucos*	0	0	1	1	50	50	25	75	75	100	100	100	100	54
197825	*Sphagnum sp.*	50	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
128307	*Utriculaira australis*	0	0	0	0	0	0	0	0	25	25	1	25	50	11

Les communautés végétales identifiées le long de ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 7 mètres : végétation de prairie paratourbeuse à Molinie assez dense et peu diversifiée, relevant du *Juncion acutiflori* ;
- De 7 à 11 mètres : végétation de prairie hydrophile amphibie du *Caropsio verticillato–inundatae – Agrostietum caninae* assez dense correspondant au niveau topographique le plus haut soumis à l'inondation et le plus longtemps exondé de la lagune ;
- De 11 à 18 mètres : communauté de gazon amphibie de niveau intermédiaire de l'*Elodo – Sparganion* prenant le relais de la prairie hydrophile qui se maintient par patchs à la faveur de micro-buttes ;
- De 18 à 20 mètres : communauté de gazon amphibie de bas-niveau de l'*Elodo – Sparganion* peu dense, superposée à une végétation d'herbiers flottants à *Utricularia australis* de l'*Hydrocharition morsus-ranae* ;
- De 20 à 25 mètres : Herbiers flottants à Utriculaire et herbiers enracinée à *Luronium natans* du *Potamion polygonifolii* se partageant la pièce d'eau.

Lagune de la Tapy (Labrit, 40)

La lagune de la Tapy est une très grande lagune de forme plus ou moins circulaire régulièrement en eau et présentant une surface d'exondation importante de par sa pente très faible. Elle est par ailleurs patûrée par des bovins avec une faible charge. Sa grande surface d'exondation est propice au développement des espèces et végétations amphibies. Ces dernières sont essentiellement constituées par des communautés annuelles méso à eutrophiles de l'*Eleocharition soloniensis* G. Phil. 1968 dans les niveaux bas à intermédiaires. Cela confirme une eutrophisation assez importante des eaux. Les bordures de la lagune sont occupées tantôt par une prairie à Molinie paratourbeuse assez dense, relevant du *Juncion acutiflori*, en mosaïque avec une lande mésohygrophile de l'*Ulici minoris – Ericenion ciliaris* ; tantôt par une végétation de fourré hygrophile de l'*Osmundo regalis – Myricion gale* Julve ex B. Foucault & J.-M. Royer 2015. Le substrat est de nature tourbeuse sur les niveaux supérieurs et devient sablo-organique à limoneuse en se rapprochant de l'eau libre.

Au total, 60 taxons ont été observés sur l'emprise de la lagune (Annexe 13) dont 22 le long du transect 1 et 16 le long du transect 2 (Tab. XC et Tab. XCI). Aucune espèce protégée n'est recensée dans les zones de transects ; signalons toutefois la présence d'*Elatine hexandra*, typique des gazons amphibies annuels.

Tab. XC. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect 1 (Lagune de la Tapy).

Nom site		Lagune de La Tapy																
Observateurs		Kévin Romeyer (CBNSA)																
Date		07/09/2018																
Département		40																
Commune		LABRIT																
Code suivi		20180907-TAPY01T																
Code lagune																		
N° placette		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	
Distance piquet supérieur (m)		3-4m	7-8m	11-12m	15-16m	19-20m	23-24m	57-28m	31-32m	35-36m	39-40m	43-44m	47-48m	51-52m	55-56m	59-60m	63-64m	
Nature du sol		Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Tourbe	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	
Conditions stationnelles		Frais														Humide	Humide	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé																	FQ/transect
80590	*Agrostis canina*	100	100	100	100	100	25	50	50	0	25	0	0	0	0	0	0	41
85487	*Baldellia repens*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	50	50	0	0	8
94969	*Digitaria aequiglumis*	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
95858	*Elatine hexandra*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	75	100	12
95889	*Eleocharis acicularis*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	100	100	75	100	100	33
95916	*Eleocharis multicaulis*	75	75	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	25	100	0	0	73
192282	*Cf. Erigeron sp.*	0	0	0	0	0	25	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
100519	*Gnaphalium uliginosum*	25	0	0	75	100	100	75	100	50	25	25	50	50	100	100	50	58
103142	*Hydrocotyle vulgaris*	75	100	25	50	50	x	75	75	50	0	0	0	0	0	0	0	31
103272	*Hypericum elodes*	75	75	100	50	75	50	1	75	50	100	0	0	0	25	0	0	43
103862	*Isolepis fluitans*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	2
104145	*Juncus bulbosus*	0	50	50	75	75	100	75	50	1	75	50	0	25	1	25	0	43
106252	*Lindernia dubia*	0	0	0	50	100	100	100	100	75	75	50	75	100	25	100	0	59
106747	*Ludwigia palustris*	0	0	0	0	50	100	100	75	50	0	75	0	25	25	0	0	31
107085	*Lysimachia tenella*	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
107090	*Lysimachia vulgaris*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	50	0	0	0	4
107115	*Lythrum portula*	50	0	25	100	25	0	50	50	50	0	1	0	75	100	1	0	35
108718	*Molinia caerulea*	25	100	25	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
112130	*Cf. Panicum dichotomiflorum*	0	0	0	0	0	1	25	0	25	0	0	50	0	0	0	0	7
117025	*Ranunculus flammula*	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
117144	*Ranunculus ololeucos*	0	0	0	0	25	25	100	50	0	25	25	0	0	0	0	0	16
122073	*Scutellaria minor*	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2

Les communautés végétales identifiées le long du premier transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 2 mètres : butte paratourbeuse liée au tronc et racines du chêne ;
- De 2 à 22 mètres : végétation de prairie paratourbeuse hygrophile pionnière peu dense et mal structurée, relevant du *Juncion acutiflori*, en mosaïque avec un gazon amphibie vivace basal de l'*Elodo – Sparganion* ;
- De 22 à 42 mètres : communauté de gazon amphibie de bas-niveau de l'*Elodo – Sparganion* peu dense sur sables organiques ; en mosaïque avec une communauté de pelouse annuelle eutrophile du *Chenopodion rubri* (Tüxen ex E. Poli & J. Tüxen 1960) Kopecký 1969 ;
- De 42 à 66 mètres : végétation de gazon amphibie annuel de l'*Eleocharition soloniensis* plus ou moins dense et continue ; avec des patchs de gazon vivace.

Le long du transect 2, les communautés végétales identifiées s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 4 mètres : végétation de prairie paratourbeuse à Molinie pâturée peu dense et peu diversifiée, relevant du *Juncion acutiflori* ;
- De 4 à 14 mètres : communauté de gazon amphibie de bas-niveau de l'*Elodo – Sparganion* peu dense et mal exprimée ; en mosaïque avec une communauté de pelouse annuelle eutrophile du *Chenopodion rubri* ;
- De 14 à 39 mètres : végétation de gazon amphibie annuel de l'*Eleocharition soloniensis* peu dense et continue ; avec des patchs de gazon vivace ;
- de 39 à 45 mètres : butte avec gazon annuel à *Ludwigia palustris* plus dense ;
- De 45 à 50 mètres : communauté basale et discontinue de gazon annuel.

Tab. XCI. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect 2 (Lagune de la Tapy).

Nom site		Lagune de La Tapy												
Observateurs		Kévin Romeyer (CBNSA)												
Date		07/09/2018												
Département		40												
Commune		VERT												
Code suivi		20180907-TAPY02T												
Code lagune														
N° placette		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	
Distance piquet supérieur (m)		3-4m	7-8m	11-12m	15-16m	19-20m	23-24m	27-28m	31-32m	35-36m	39-40m	43-44m	47-48m	
Nature du sol		Tourbe	Tourbe	Tourbe	Sablo-organique	Sablo-organique	Sablo-organique	Limoneux	Limoneux	Limoneux	Limono - sableux	Limono - sableux	sablo - organique	
Conditions stationnelles		Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé													FQ/transect
80590	*Agrostis canina*	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
94969	*Digitaria aequiglumis*	75	100	100	100	100	75	100	100	100	100	100	100	96
95889	*Eleocharis acicularis*	0	0	0	100	100	100	75	100	100	100	75	100	71
95916	*Eleocharis multicaulis*	75	75	75	25	25	25	75	0	0	0	25	0	33
100519	*Gnaphalium uliginosum*	0	0	0	25	1	0	25	0	0	75	25	0	14
103142	*Hydrocotyle vulgaris*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
103272	*Hypericum elodes*	50	25	100	50	1	0	1	0	0	25	0	0	23
103862	*Isolepis fluitans*	0	25	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	4
104101	*Juncus acutiflorus*	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
104145	*Juncus bulbosus*	0	1	1	50	0	0	1	0	0	75	0	0	13
106252	*Lindernia dubia*	0	0	0	0	50	1	1	1	1	100	100	25	27
106747	*Ludwigia palustris*	0	0	0	0	100	0	75	50	50	75	75	50	40
107038	*Lycopus europaeus*	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
107115	*Lythrum portula*	0	0	0	0	0	25	1	1	25	25	50	0	12
108718	*Molinia caerulea*	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
112130	*Cf. Panicum dichotomiflorum*	1	0	75	75	0	75	25	25	0	0	0	0	24

Landes de Mouchon (Lanton, 33)

Le site des Landes de Mouchon ne présente pas les caractéristiques d'une lagune typique. Il s'agit d'une retenue collinaire allongée et fragmentée. Des végétations amphibies et aquatiques relevant de l'*Elodo – Sparganion* et du *Potamion polygonifolii* se développent toutefois en bordure de la pièce d'eau et sur des surfaces assez importantes dans la partie sud. La lagune semble constamment en eau comme en atteste la présence d'herbiers à *Nymphaea alba*. La zone de gazon amphibie sur laquelle est disposé le suivi jouxte une roselière assez dense à *Typha latifolia* au nord. Les bordures de la lagune sont occupées par une ceinture mince de prairie pionnière à Molinie, relevant du *Juncion acutiflori*, rapidement relayée par une lande mésohygrophile de l'*Ulici minoris – Ericenion ciliaris* sur le talus. Le substrat est de nature sableuse sur les niveaux supérieurs et devient paratourbeux puis vaseux vers le centre.

Au total, 68 taxons ont été observés sur l'emprise du site (Annexe 13) mais seulement 13 le long du transect (Tab. XCII). Seules *Drosera rotundifolia* et *Drosera intermedia* se retrouvent comme espèces patrimoniales et protégées sur le site.

Les communautés végétales identifiées le long de ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 3 mètres : communauté basale de prairie à Molinie peu dense du *Juncion acutiflori* ;
- De 7 à 18 mètres : communauté de gazon amphibie de niveau intermédiaire de l'*Elodo – Sparganion* ;
- De 18 à 20 mètres : communauté de gazon amphibie de bas-niveau de l'*Elodo – Sparganion* peu dense, en mosaïque avec une végétation d'herbiers enracinés du *Potamion polygonifolii* développée dans des micro-dépressions ;
- De 20 à 25 mètres : Herbiers enracinés à *Myriophyllum alterniflorum* du *Potamion polygonifolii* dans l'eau libre.

Tab. XCII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Landes de Mouchon).

Nom site		**Landes de Mouchon**												
Observateurs		**Kévin Romeyer (CBNSA)**												
Date		**16/08/2018**												
Département		**33**												
Commune		**LANTON**												
Code suivi		**20180816-LANT01T**												
Code lagune														
N° placette		**R1**	**R2**	**R3**	**R4**	**R5**	**R6**	**R7**	**R8**	**R9**	**R10**	**R11**	**R12**	
Distance piquet supérieur (m)		0-1m	2-3m	4-5m	6-7m	8-9m	10-11m	12-13m	14-15m	16-17m	18-19m	19-20m	20-21m	
Nature du sol		Sable	Sable	Sable	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Paratourbeux	Sablo-vaseux	Vaseux	Vaseux	
Conditions stationnelles		Sec	Sec	+ ou - humide	Engorgé	Engorgé	Inondé	Inondé	Inondé	Inondé	Inondé	Aquatique	Aquatique	
cd_ref	Nb taxon/accommodat / relevé													FQ/transect
80590	*Agrostis canina*	1	75	100	100	100	100	100	100	100	75	0	0	72
85957	*Bidens frondosa*	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
190639	*Chara*	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	2
93803	*Cynodon dactylon*	50	75	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	20
95916	*Eleocharis multicaulis*	75	100	100	100	100	100	100	100	100	100	50	0	85
103272	*Hypericum elodes*	0	0	100	100	100	100	100	100	75	100	50	75	75
103862	*Isolepis fluitans*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	100	100	21
104145	*Juncus bulbosus*	0	0	0	0	0	25	100	100	25	25	100	100	40
108027	*Cf. Mentha aquatica*	25	75	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
108027	*Mentha aquatica*	0	50	100	100	75	25	25	0	25	25	0	0	35
108718	*Molinia caerulea*	100	50	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
109139	*Myriophyllum alterniflorum*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	50	5
115301	*Potamogeton polygonifolius*	0	0	0	0	0	0	0	1	0	50	75	100	20

6.7.3 Discussion

- **Complément et ajustement de la méthode de suivi**

Actuellement, un seul point d'échantillonnage, défini par un unique transect, est utilisé pour suivre la flore et les végétations de la plupart des sites. Pour améliorer la robustesse de l'échantillonnage sur un site, la mise en place généralisée d'un second transect serait à privilégier, notamment pour les lagunes de grande taille. Ces réplicats permettraient d'intégrer davantage la variabilité floristique et structurale d'un site, et ainsi nuancer les résultats obtenus à partir d'un unique transect (BESNARD & SALLES, 2010), mais nécessitent d'y passer davantage de temps. Un compromis sera donc à chercher entre le suivi le plus fin possible d'un site et le nombre de sites possible à suivre sur le long terme et au cours d'une saison.

Concernant la période de suivi définie au départ entre mi-août et fin septembre, il apparaît judicieux d'éviter des passages trop précoces, surtout lors d'années relativement bien arrosées où les lagunes se maintiennent en eau assez longtemps. En effet, le recensement de végétations mal exprimées peut biaiser l'identification des espèces et l'estimation de leurs limites spatiales. Ainsi, un réajustement de la période de suivi entre fin août et fin septembre est préconisé.

- **Perspectives de suivis**

Le réseau de suivi mis en place permet non seulement d'avoir un état des lieux de la flore et des végétations sur chaque site, mais également d'établir un état de référence sur celles-ci à l'échelle du territoire d'étude. Ce réseau utilisant des méthodes de relevés compatibles avec celles développées dans le cadre du réseau Natura 2000 pour le suivi de l'état de conservation des lagunes (MALLARD, 2016a ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011a), il apparaît judicieux de mettre en parallèle et comparer les résultats obtenus. De plus, ce réseau disposant de 10 points d'échantillonnage bénéficie d'ores et déjà de 2 années de lecture en 2011 et 2017 et donc d'un recul intéressant à prendre en compte.

Les suivis effectués sur un nombre de 8 sites seulement apparaissent quelque peu limités actuellement. La mise en place de nouveaux dispositifs en 2019 permettra d'améliorer la robustesse et la représentativité du réseau ainsi que de visualiser les trajectoires d'évolution des végétations avec davantage de précision.

L'élément structurant les végétations autour des lagunes étant la ressource en eau en termes de durée et de surface d'inondation, un suivi régulier des niveaux d'eau permettrait d'évaluer leur résilience plus directement. Cette variable étant chronophage ou onéreuse à obtenir car nécessitant une méthodologie à part entière (MALLARD, 2017b), un proxi pourrait être appliqué en utilisant les variables climatiques de précipitations mensuelles ou saisonnières. Certaines lagunes étant par ailleurs équipées de piézomètres régulièrement relus (CD 40, com. orale), une analyse exploratoire pourrait être menée sur les sites concernés pour tenter d'évaluer l'impact de la variabilité saisonnière et interannuelle des précipitations sur le développement des différentes communautés végétales.

6.8 Leucorrhines et cortège d'odonates associé

Auteurs : Jean-Christophe Bartolucci, Gilles Bailleux, David Soulet

Les lagunes des Landes de Gascogne ont une répartition très limitée avec des cortèges d'espèces animales et végétales patrimoniales associés. Ce sont des habitats remarquables dont l'origine fait encore débat. Deux hypothèses principales sont émises : (1) effondrement de buttes cryogènes de l'ère glaciaire suite à la fonte de lentilles de glace souterraines ; (2) origine karstique avec dissolution des calcaires superficiels, provoquant un affaissement circulaire du sol (TEXIER, 2011), à l'instar des dolines. Cette seconde hypothèse se base sur l'étude d'une lagune dont la datation ; 2230 ±30 ans avant notre ère, ne peut s'expliquer par la première supposition car beaucoup trop récente. Cette typicité a engendré des conditions stationnelles (oligotrophie, herbiers aquatiques, pentes douces etc.) favorables à des cortèges odonatologiques incluant des espèces rares et patrimoniales comme :

- *Leucorrhinia caudalis* (CHARPENTIER, 1840) : en danger critique d'extinction ;
- *Leucorrhinia pectoralis* (CHARPENTIER, 1825) : vulnérable *;*
- *Leucorrhinia albifrons* (BURMEISTER, 1839) : quasi-menacée d'extinction (BARNEIX *et al.*, 2016).

Ce sont des espèces d'affinités boréo-montagnardes en limite sud-ouest de leurs aires de répartition dans les Landes de Gascogne (Fig. 295-Fig. 297). Elles ont des exigences écologiques strictes, parfois en lien avec le climat auquel elles sont particulièrement sensibles (JAESCHKE *et al.*, 2013), telles que la température de l'eau, la teneur en oxygène, la disponibilité en eau douce, etc. (JAESCHKE *et al.*, 2013 ; MCCAULEY *et al.*, 2015). La stratégie de reproduction des odonates de type r, c'est-à-dire croissance rapide avec des pontes importantes, en fait de bons indicateurs biologiques (HICKLING *et al.*, 2005 ; HASSALL *et al.*, 2007 ; FLENNER & SAHLEN, 2008 ; HASSALL & THOMPSON, 2008 ; HILL *et al.*, 2011). Les changements climatiques peuvent impacter les odonates de deux façons : (1) régression d'espèces comme cela risque de se produire pour les leucorrhines ou au contraire (2) progression d'espèces plus thermophiles comme le Trithémis annelé (*Trithemis annulata*), originaire d'Afrique de Nord (GRAND & BOUDOT, 2006), désormais bien implanté en France et notamment en ex-Aquitaine (BAILLEUX *et al.*, 2017).

L'étape préalable à l'étude des variations des cortèges d'odonates des Landes de Gascogne est de définir lesdits cortèges. Avec le démarrage des protocoles de suivis des odonates de lagunes, une première approche sur les cortèges accompagnant *L. pectoralis* et *L. albifrons* a pu être faite.

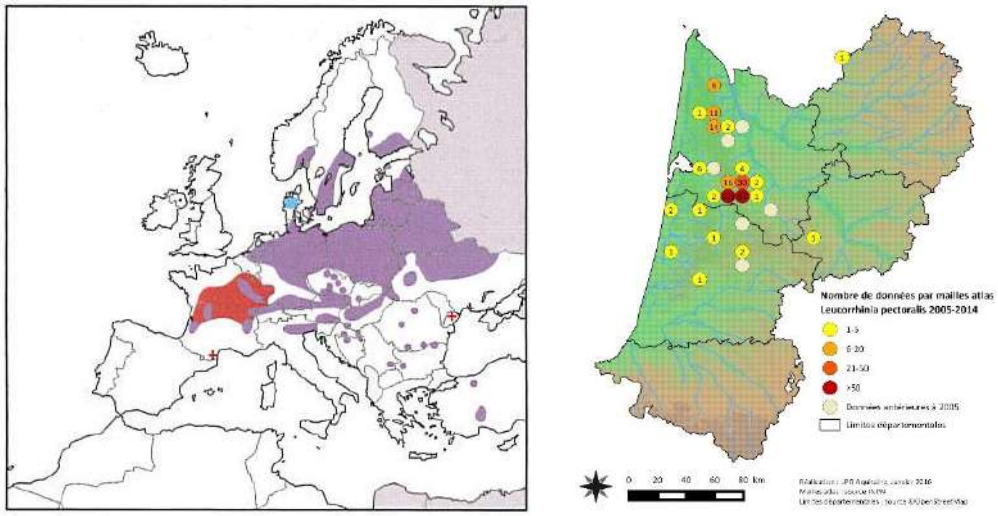


Fig. 295. Répartition européenne et en Aquitaine de Leucorrhinia pectoralis (DIJKSTRA, 2007 ; BAILLEUX et al., 2017).

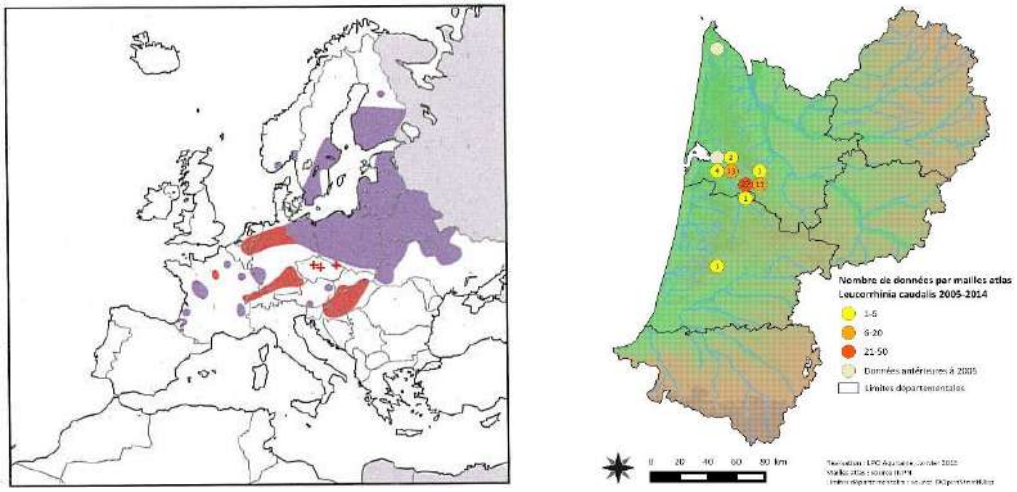


Fig. 296. Répartition européenne et en Aquitaine de Leucorrhinia caudalis (DIJKSTRA, 2007 ; BAILLEUX et al., 2017).

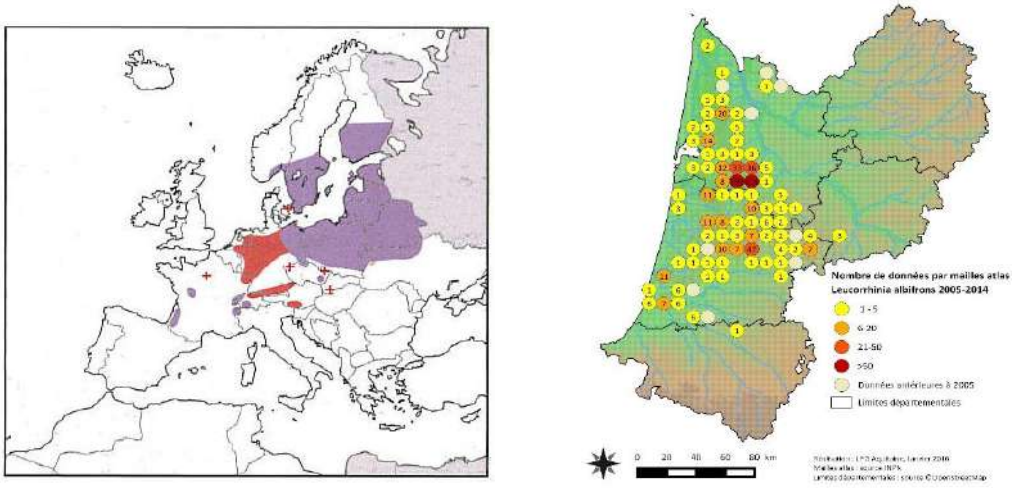


Fig. 297. Répartition européenne et en ex-Aquitaine de Leucorrhinia albifrons (DIJKSTRA, 2007 ; BAILLEUX et al., 2017).

6.8.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

Les critères de sélection des sites sont détaillés dans le Tome IV du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2017b). Ils sont basés sur la qualité de l'habitat, une gestion écologique constante, la présence de leucorrhines, une répartition spatiale homogène en Aquitaine, une bonne accessibilité et une maîtrise foncière.

25 sites avaient été présélectionnés en 2016 (MALLARD, 2017b). En 2017 des visites de terrain ont permis d'écarter les sites défavorables et de réaliser de l'animation foncière sur les sites favorables. 15 ont ainsi pu être intégrés au programme en 2018. Seule la Lagune de Layats avait déjà fait l'objet d'un inventaire en 2017 (Tab. XCIII).

Le suivi du site de la Lagune des Troupins a été déplacé par celui du Lac des Troupins, situé à quelques centaines de mètres, en raison d'un intérêt odonatologique beaucoup plus élevé avec notamment la présence de *L. pectoralis* (éléments vérifiés sur le terrain en 2018). Suivi la première fois le 11 mai 2018 par erreur (confusion avec le site initialement prévu car localisé juste en face), il répond favorablement aux critères de sélection des sites. Les deuxième et troisième passages de la première période sont manquants et 2018 sera donc à considérer comme l'année de transition entre les deux sites. 2019 représentera, pour l'ensemble des sites, la première année complète de suivi.

Tab. XCIII. Récapitulatif des sites

Nom du site	Commune	Dpt
Lac des Troupins	Cabanac et Villagrains	33
Lagune de la Gaudole	Bourriot-Bergonce	40
Lagune de Moutan	Le Sen	40
Marais du Parias	Callen	40
Lagune des Landes de Mouchon	Lanton	33
Lagune des Layats	Louchats	33
Lagune de la Tapy	Vert	40
Marais du Plata	Sore	40
Lagune de Garrans	Saugnac-et-Muret	40
Lagune d'Argues	Hourtin	33
Lagune Centrale photovoltaïque	Losse	40
Lagune de Put Boué	Sabres	40
Lagune de la Matte	Luxey	40
Lagune de la Joureyre	Sore	40
Lagunes de Castet Bieilh	Seignosse	40

- Description des nouveaux sites

Deux nouveaux sites ont été intégrés au programme en 2018 : le Lac des Troupins et la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage (RNCFS) d'Arjuzanx. Le suivi du Lac des Troupins a débuté en 2018 (voir précédemment). Deux transects seront mis en place sur des bassines de la RNCFS d'Arjuzanx à partir de 2019 (Tab. XCIV, Fig. 298).

[redacted]



[redacted]

Suivi odonates : Oui
Suivi végétation lagunes : Oui
Foncier : Accord oral

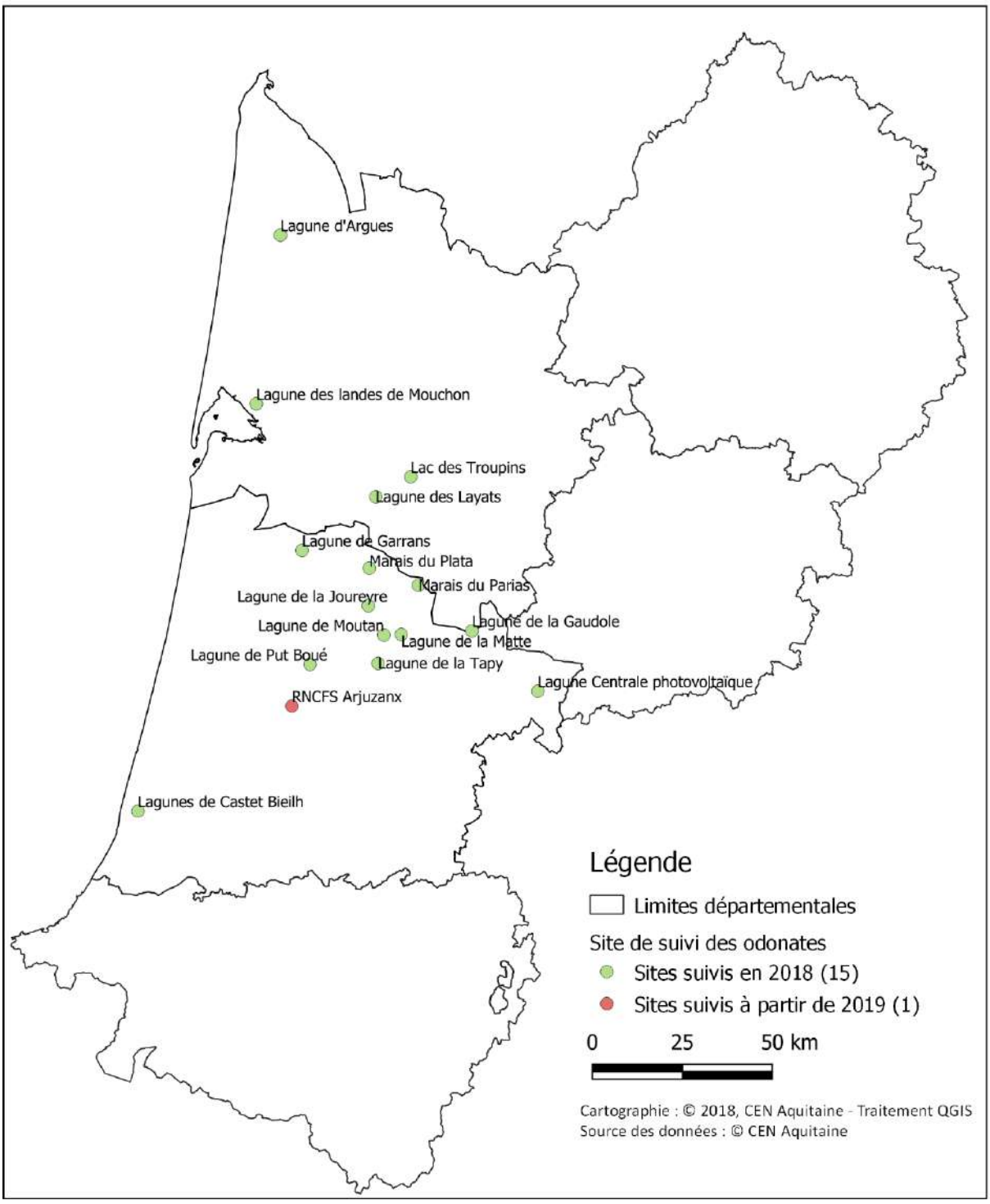
Un accord oral a été donné par le propriétaire pour réaliser les suivis.
Le site est favorable à la mise en place d'un suivi des odonates (présence de *Leucorrhinia pectoralis*) et de la flore des lagunes.

Suivi odonates : Oui
Suivi végétation lagunes : prévu en 2019
Foncier : Convention en cours de signature

La convention avec la RNCFS d'Arjuzanx pour la mise en place du suivi a été signée fin 2018, le suivi pourra donc débuter en 2019. Plusieurs transects seront mis en place compte-tenu de la taille du site. Leur emplacement sera fixé avant le début de la saison 2019, sur les sites les plus favorables aux leucorrhines (bassines liées à l'extraction de lignite).

Tab. XCIV. Caractéristiques des sites de suivis des odonates des lagunes

Dpt	Commune	Dénomination	Surface (ha)	Statut	Propriétaire Gestionnaire	Convention	Suivi flore	Structure réalisant le suivi
33	Cabanac-et-Vilagrains	**Lac des Troupins**	0,15	-	Privé	Oui	Oui	CEN Aquitaine
33	Louchats	**Lagune des Layats**	0,19	Natura 2000 FR7200708	CD 33	Oui	Non	CEN Aquitaine
33	Lanton	**Lagune des Landes de Mouchon**	0,80	-	Commune de Lanton	Oui	Oui	CEN Aquitaine
33	Hourtin	**Lagune d'Argues**	0,15	-	Commune de Hourtin	Accord oral	Oui	CEN Aquitaine
40	Losse	**Lagune Centrale Photovoltaïque**	0,06	ENS	Privé	Oui	Non	CEN Aquitaine
40	Le Sen	**Lagune de Moutan**	0,01	ENS	Commune de Le Sen CD 40	Oui	Oui	CEN Aquitaine
40	Callen	**Marais du Parias**	0,62	-	FDC 40 CPIE Seignanx Adour	Oui	Oui	CPIE Seignanx-Adour
40	Vert	**Lagune de la Tapy**	3,68	-	FDC 40 CPIE Seignanx Adour	Oui	Oui	CPIE Seignanx-Adour
40	Sore	**Marais du Plata**	0,30	-	CD40 / FDC 40 CPIE Seignanx Adour	Oui	Non	CPIE Seignanx-Adour
40	Bourriot-Bergonce	**Lagune de Gaudole**	0,22	-	Privé	Oui	Non	CEN Aquitaine
40	Luxey	**Lagune de la Matte**	0,08	-	Privé	Oui	Non	CEN Aquitaine
40	Seignosse	**Lagune de Castet Bieilh**	0,05	-	Commune de Seignosse	Oui	Non	RNN de l'Etang Noir
40	Sabres	**Lagune de Put Boué**	0,06	-	Commune de Sabres	Oui	Non	CEN Aquitaine
40	Sore	**Lagune de la Joureyre**	0,10	-	Privé	Oui	Non	CEN Aquitaine
40	Saugnacq-et-Muret	**Lagune de Garrans**	0,09	-	Commune de Saugnacq-et-Muret	Oui	Oui	CEN Aquitaine
40	Arjuzanx	**RNCFS Arjuzanx**	2 100	RNCFS / Natura 2000	Département des Landes	En cours	A définir	RNCFS Arjuzanx



Sites validés pour le suivis des odonates de lagunes

Fig. 298. Sites sélectionnés pour l'étude des odonates de lagunes.

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Pour chaque site, les transects ont été positionnés sur le (ou les) secteur(s) le(s) plus favorable(s) à l'observation de l'ensemble du cortège d'odonates présent (berges bien exposées et en pente douce, présence d'herbiers aquatiques, etc.) (Annexe 14). Les lagunes subissant des variations importantes de niveau d'eau, ce parcours est mobile et est réalisé à l'interface eau/berge. Pour les analyses statistiques, les données sont ensuite rattachées à un unique transect de référence qui correspond à celui effectué à niveau d'eau moyen.

La longueur du transect est fixée à 50 mètres (Tab. XCV). Cette longueur a été établie en prenant en compte la variabilité de la taille des sites sélectionnés et correspond à la longueur maximale possible sur le site de plus petite surface (Lagune de Moutan, Le Sen dans les Landes). Le nombre de transects sur un site n'est pas limité tant qu'une distance d'au moins 100 mètres les sépare. Cette distance, comme pour les suivis des lépidoptères (MALLARD, 2017b), assure l'indépendance de chacun des transects, ce qui évite les doubles comptages.

Tab. XCV. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis des odonates des lagunes

Dép.	Nom du site	Dénom. Transect	Longeur (en m)	Altitude (en m)	Latitude Y1	Longitude X1	Latitude Y2	Longitude X2
33	Lac des Troupins	Lac des Troupins -T1	50	73				
33	Lagune des Layats	Lagune des Layats -T1	50	66				
33	Lagune des Landes de Mouchon	Lagune des Landes de Mouchon -T1	50	20				
33	Lagune d'Argues	Lagune d'Argues -T1	50	20				
40	Lagune Centrale Photovoltaïque	Lagune Centrale Photovoltaïque -T1	50	150				
40	Lagune de Moutan	Lagune de Moutan -T1	50	114				
40	Marais du Parias	Marais du Parias -T1	50	95				
40	Lagune de la Tapy	Lagune de la Tapy -T1	50	88				
40	Lagune de la Tapy	Lagune de la Tapy -T2	50	90				
40	Marais du Plata	Marais du Plata -T1	50	57				
40	Marais du Plata	Marais du Plata -T2	50	57				
40	Lagune de Gaudole	Lagune de Gaudole -T1	50	143				
40	Lagune de la Matte	Lagune de la Matte -T1	50	116				
40	Lagune de Castet Bieilh	Lagune de Castet Bieilh -T1	50	15				
40	Lagune de Put Boué	Lagune de Put Boué -T1	50	80				
40	Lagune de la Joureyre	Lagune de la Joureyre -T1	50	93				
40	Lagune de Garrans	Lagune de Garrans -T1	50	61				

- **Méthodes de relevés et détermination des espèces**

Le protocole de suivi des odonates des lagunes est détaillé dans le Tome IV du programme (MALLARD, 2017b). Basés sur le modèle du STELI (Suivi TEmporel des LIbellules) (LA SOCIETE FRANÇAISE D'ODONATOLOGIE & MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE, 2017) et élaboré dans le cadre du PNA Odonates, les protocoles sont synthétisés ci-dessous, intégrant les adaptations pour l'étude et les compléments apportés en 2018.

Les individus sont identifiés à l'espèce dans la mesure du possible. Toutefois, comme le propose le protocole STELI, lorsque qu'une telle détermination n'est pas possible (individu observé à trop longue distance ou vitesse, impossibilité de capture, etc.), des niveaux de détermination moins précis peuvent être utilisés et ont été classés en plusieurs catégories (Tab. XCVI).

Tab. XCVI. Niveaux d'identification mis en place dans le cadre du protocole.

Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
Agrion métallisé avec ailes colorées ou métalliques (*Calopteryx sp.*)	*Calopteryx sp.*	Espèce (nom latin)
Agrion bleu ou blanc	*Calopteryx sp.* brun	
Demoiselle noire avec bout bleu	*Calopteryx* - gpe *splendens*	
Demoiselle rouge/orange	*Calopteryx* - gpe *virgo*	
Libellule orange/brune	*Lestes sp.*	
Grande libellule bleue ou verte	*Lestes viridis / virens*	
Libellule jaune	*Lestes sponsa / dryas*	
Libellule noire et jaune	*Platycnemis sp.*	
Libellule verte foncée ou sombre	*Agrion mercuriale / scitulum*	
Libellule noire à tache rouge ou jaune	*Agrion puella / pulchellum*	
Libellule bleue moyenne	Agrion porte-coupe / Van der Linden	
Libellule rouge	Agrion à yeux rouges	
	Aeshna sp.	
	Grande Aeschne	
	Aeschne gpe *cyanea / affinis / mixta*	
	Anax sp.	
	Anax / Hemianax	
	Gomphus sp.	
	Gomphus graslinii / simillimus	
	Onychogomphus sp.	
	Cordulegaster sp.	
	Somatochlora sp.	
	Cordulie vert foncé	
	Leucorrhinia sp.	
	Leucorrhinia albifrons / caudalis	
	Orthetrum sp.	
	Orthetrum sp. abdomen pointe noire	
	Orthetrum sp. abdomen tout bleu	
	Orthetrum sp. corps jaune et noir	
	Orthetrum sp. corps jaune	
	Libellula sp.	
	Libellula sp. abdomen bleu	
	Sympetrum sp.	
	Sympetrum sp. à taches jaunes	
	Sympetrum sp . rouge pattes noires	
	Sympetrum sp. rouge pattes bicolores	
	Sympetrum sanguneum / meridionale	
	Sympetrum striolatum / meridionale	

La détermination des imagos est réalisée à l'aide de plusieurs ouvrages :

- Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés. 2016. Présentation des biotopes de leucorrhines, orientations de gestion et d'entretien, et clé de détermination – Fiche technique. 5pp.
- DIJKSTRA K.-D. B. 2007. Guide des libellules de France et d'Europe. Delachaux & Niestlé. 320 pp.
- GRAND D. & BOUDOT J.-P. 2006. Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg. Mèze. Biotope. 480 pp.
- WENDLER, A. & NUß, J.-H. 1994. Libellules. Guide d'identification des libellules de France, d'Europe septentrionale et centrale. Société Française d'Odonatologie (SFO). 130 pp.

Les ouvrages suivants seront consultés pour la détermination des exuvies :

- DOUCET G. 2016. Clé de détermination des exuvies des Odonates de France. Société française d'odonatologie. 64 pp.
- HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH R. 2002. Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse). Bois-d'Arcy. Société française d'Odonatologie. 416 pp.

Certaines espèces d'odonates, dont les leucorrhines, sont protégées par l'**Arrêté du 23 avril 2007 fixant la liste des insectes protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection.** Il est par conséquent interdit de les capturer ou d'en détenir des exuvies. Une dérogation pour la mise en œuvre de ces protocoles sur les départements des Landes et de la Gironde doit être demandée aux services instructeurs chaque année. Cette dérogation offre un cadre légal pour la capture temporaire non létale des imagos et la détention d'exuvies (Annexe 15).

Les agents doivent être munis de cette autorisation sur le terrain en cas de contrôle (gendarmerie, ONCFS, AFB, etc.).

• Conditions météorologiques requises

Les conditions météorologiques requises pour le suivi « imagos » répondent aux préconisations de la SFO et du MNHN dans le protocole STELI (Tab. XCVII). Le suivi ne peut pas être réalisé par temps de pluie ou/et avec un vent supérieur à 5 sur l'échelle de Beaufort. Selon la nébulosité et la température, des plages horaires sont à respecter. En dehors de ces heures, l'activité odonatologique est plus faible et certaines espèces pourtant présentes pourraient ne pas être observées (LA SOCIETE FRANÇAISE D'ODONATOLOGIE & MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE, 2017), donnant lieu à des résultats non représentatifs.

Tab. XCVII. Conditions météorologiques requises pour les relevés « imagos »

		Température			
		< 17°C	17°C - 25°C	> 25°C	>30°C
Nébulosité	> 75%	non	oui	oui	oui
	< 75%	oui	oui	oui	oui
Pluie		non	non	non	non
Force du vent	> 5 Beaufort	non	non	non	non
Heure		10h-16h	10h-16h	10h-17h	9h - 18h

Source : Protocole STELI – www.steli.mnhn.fr/

Certaines conditions météorologiques doivent être réunies pour la mise en œuvre du protocole d'échantillonnage des exuvies. Ces dernières étant très fragiles et très facilement emportées par la pluie, une période d'au moins trois jours sans pluie en amont de ce suivi doit être respectée. Cette consigne constitue une contrainte supplémentaire et peut limiter fortement les jours favorables à la réalisation des suivis (notamment en cas d'épisodes répétés de pluies, situation fréquente au printemps). Afin de respecter le calendrier saisonnier préconisé (voir paragraphe suivant « Nombre de campagne de relevés »), cette contrainte est à prendre en compte dans la mesure du possible mais ne prévaut pas sur le calendrier. Afin de tenir compte d'un éventuel épisode pluvieux précédant un relevé, la pluviométrie, même nulle, des trois jours avant chaque passage est renseigné. Ces données sont issues du site de Météo France (https://public.meteofrance.com/public/accueil).

Les 16 sites sont équipés d'une station météorologique afin de suivre de façon détaillée les variations de température, d'humidité et de pointe de rosée (Fig. 299).



Fig. 299. Station météorologique installée sur le site [redacted]

En plus de ces relevés météorologiques automatisés, certains éléments sont renseignés *in situ* lors de chaque passage : température, force et sens du vent, hygrométrie et couverture nuageuse.

- Nombre de campagnes de relevés

Le protocole STELI préconise 9 passages répartis en trois périodes sur la saison comme suit :

- trois passages entre le début de la saison odonatologique et le 15 juin ;
- trois passages entre le 16 juin et le 31 juillet ;
- trois passages entre le 1er août et la fin de la saison.

Afin de rationaliser les périodes de passages, un calendrier prévisionnel des suivis a été élaboré (Tab. XCVIII). Il est divisé en quinzaines avec neuf passages « imagos » (PI) et trois passages « exuvies » (PE). Cela représente donc 12 transects.

La répartition temporelle des passages doit permettre d'observer l'essentiel, voire l'ensemble, du peuplement odonatologique des sites étudiés. Il doit également permettre de récolter les exuvies des espèces qui émergent dès le mois d'avril (leucorrhines par exemple) et celles des espèces plus tardives (cas des sympétrums).

Le protocole STELI préconise un maximum de 21 jours entre chaque passage. Un minimum de 7 jours entre chaque passage est préconisé dans le cadre du présent protocole.

Tab. XCVIII. Calendrier saisonnier des suivis.

Saison	Période	Stade	Temps (h)
Printemps	PI1 - 1 mai - 15 mai	Adultes	00:30
	PI2 - 16 mai - 31 mai	Adultes	00:30
	PE1 - 16 mai - 31 mai	Exuvies	01:00
	PI3 - 01 juin - 15 juin	Adultes	00:30
Été	PI4 - 16 juin - 30 juin	Adultes	00:30
	PE2 - 16 juin - 30 juin	Exuvies	01:00
	PI5 - 01 juillet - 15 juillet	Adultes	00:30
	PI6 - 16 juillet - 31 juillet	Adultes	00:30
Automne	PI7 - 01 août - 15 août	Adultes	00:30
	PE3 - 01 août - 15 août	Exuvies	01:00
	PI8 - 16 août - 31 août	Adultes	00:30
	PI9 - 01 Septembre - 15 Septembre	Adultes	00:30

134 passages « imagos » et 42 passages « exuvies » ont été réalisés en 2018 et sont détaillés ci-dessous (Tab. XCIX–Tab. C ; en deux parties).

Résumé du protocole

Transects « imagos » :

- longueur du transect : 50 mètres ;
- suivi réalisé à l'interface eau/berge (mobile et suivant le niveau de l'eau au cours de l'année) ;

- durée du suivi : 30 minutes ;
- comptabiliser les individus sur une bande de 3 mètres : 1,5 mètres à droite et à gauche ;
- détermination à vue, aux jumelles et par capture au filet à papillons ;
- dénombrement précis des individus ou utilisation des classes d'abondance suivantes : 2 à 10, 11 à 50, de 51 à 100, de 101 à 200, plus de 200 ;
- pas de possibilité d'arrêter le chronomètre : en cas de difficultés d'identification, les individus sont conservés pour identification à la fin du suivi puis relâchés sur place ;
- identification au niveau spécifique dans la mesure du possible (niveau 3), le cas échéant, se référer aux niveaux 1 et 2 détaillés ci-dessous (Tab. XCIX) ;
- renseigner le comportement (ponte, tandem, cœur copulatoire, comportement d'appétence sexuelle, etc.) et le sexe des individus ;
- lors des passages simultanés adultes / exuvies, réaliser le suivi sur les adultes en premier ;
- respecter un minimum de 7 jours ouvrés entre chaque passage et un maximum de 21 jours ;
- respecter le calendrier saisonnier prévisionnel ;
- respecter les conditions météorologiques et horaires préconisées.

Transects « exuvies :

- longueur du transect : 50 mètres, suivre le transect du protocole « imagos » ;
- suivi réalisé à l'interface eau / berge ;
- durée du suivi : 1 heure ;
- comptabiliser les individus sur une bande de 1 mètre côté berge ;
- ne collecter que les Anisoptères ;
- détermination réalisée en laboratoire à l'aide d'une loupe binoculaire;
- identification à l'espèce dans la mesure du possible (niveau 3), le cas échéant, se référer aux niveaux 1 et 2 ;
- renseigner, si possible, le sexe des individus ;
- lors des passages simultanés adultes/exuvies, réaliser le suivi sur les exuvies en dernier ;
- respecter le calendrier saisonnier prévisionnel ;
- respecter les conditions météorologiques et horaires préconisées ;
- renseigner la pluviométrie cumulée des trois jours précédents l'échantillonnage.

Hors transect :

- identification des odonates observés en dehors du transect pendant la réalisation de l'un des protocoles ;
- pour éviter les risques de double comptage, seules les espèces non aperçues lors de la réalisation du transect peuvent être prises en compte ;
- renseigner le comportement (ponte, tandem, cœur copulatoire, comportement d'appétence sexuelle, etc.) et le sexe des individus.

Ces informations « hors transect » pourront apporter des compléments utiles quant à la caractérisation des cortèges d'odonates qui accompagnent les leucorrhines.

Tab. XCIX. Dates des suivis 2018 des odonates des lagunes.

Nom du site	Passage "imagos" 1		Passage "imagos" 2		Passage "imagos" 3		Passage "imagos" 4		Passage "imagos" 5		Passage "imagos" 6		Passage "imagos" 7	
	Date	Horaires	Date	Horaires	Date	Horaires	Date	Horaires	Date	Horaires	Date	Horaires	Date	Horaires
Lagune Centrale photovoltaïque	11/05/2018	12:54 - 13:24	29/05/2018	13:34 - 14:04	13/06/2018	12:30 - 13:00	28/06/2018	10:15 - 10:45	11/07/2018	08:42 - 09:12	31/07/2018	08:12 - 08:42	14/08/2018	10:00 - 10:30
Lac des Troupins	11/05/2018	14:22 - 14:52					03/07/2018	12:26 - 12:56	12/07/2018	08:58 - 09:28	20/07/2018	09:04 - 09:34	02/08/2018	08:13 - 08:43
Lagune d'Argues	11/05/2018	10:35 - 11:05	22/05/2018	13:20 - 13:50	08/06/2018	13:03 - 13:33	25/06/2018	09:08 - 09:38	11/07/2018	13:17 - 13:47	18/07/2018	14:06 - 14:36	01/08/2018	09:44 - 10:14
Lagune de Garrans	11/05/2018	17:51 - 18:21	23/05/2018	11:33 - 12:03	07/06/2018	11:45 - 12:35	25/06/2018	11:59 - 12:29	12/07/2018	12:00 - 12:30	20/07/2018	11:16 - 11:46	03/08/2018	08:52 - 09:22
Lagune de la Gaudole	11/05/2018	16:00 - 16:30	29/05/2018	16:18 - 16:48	13/06/2018	14:52 - 15:22	28/06/2018	13:35 - 14:05	11/07/2018	11:05 - 11:35	31/07/2018	10:04 - 10:34	14/08/2018	08:28 - 08:58
Lagune de la Joureyre	22/05/2018	13:47 - 14:17	01/06/2018	12:20 - 12:50	14/06/2018	10:30 - 11:00	26/06/2018	10:00 - 10:30	10/07/2018	12:50 - 13:20	19/07/2018	12:35 - 13:05	07/08/2018	09:45 - 10:15
Lagune de la Matte	17/05/2018	13:10 - 13:40	07/06/2018	11:12 - 11:42	22/06/2018	12:35 - 13:05	27/06/2018	12:00 - 12:30	09/07/2018	10:30 - 11:00	31/07/2018	09:40 - 10:10	06/08/2018	11:00 - 11:30
Lagune de la Tapy - T1							23/06/2018	15:30 - 16:00	12/07/2018	16:05 - 16:35	23/07/2018	15:20 - 15:50	06/08/2018	14:25 - 14:55
Lagune de la Tapy - T2							23/06/2018	16:40 - 17:10	12/07/2018	16:40 - 17:10	23/07/2018	16:15 - 16:45	06/08/2018	15:30 - 16:00
Lagune de Moutan			22/05/2018	12:05 - 12:35	22/06/2018	10:05 - 10:35	27/06/2018	09:50 - 10:20	09/07/2018	09:15 - 09:45	19/07/2018	-	06/08/2018	09:30 - 10:00
Lagune de Put Boué	18/05/2018	09:50 - 10:20	01/06/2018	10:30 - 11:00	14/06/2018	13:45 - 14:15	26/06/2018	12:30 - 13:00	10/07/2018	10:20 - 10:50	19/07/2018	10:00 - 10:30	07/08/2018	11:30 - 12:00
Lagune des Layats	11/05/2018	16:25 - 16:55	23/05/2018	14:54 - 15:24	07/06/2018	10:17 - 10:47	25/06/2018	13:42 - 14:12	12/07/2018	10:27 - 10:57	20/07/2018	10:14 - 10:44	02/08/2018	09:29 - 09:59
Lagune des Troupins	16/05/2018	14:36 - 15:06	23/05/2018	09:23 - 09:53	07/06/2018	09:05 - 09:35								
Lagunes de Castet Bieilh	02/05/2018	14:30 - 15:00	18/05/2018	15:50 - 16:20	01/06/2018	15:50 - 16:20	14/06/2018	16:10 - 16:40	03/07/2018	14:30 - 15:00	18/07/2018	15:30 - 16:00	02/08/2018	14:00 - 14:30
Landes de Mouchon							03/07/2018	15:44 - 16:14	12/07/2018	14:29 - 14:59	20/07/2018	13:14 - 13:44	03/08/2018	10:29 - 10:59
Marais du Parias							23/06/2018	13:00 - 13:30	12/07/2018	14:30 - 15:00	23/07/2018	13:05 - 13:35	06/08/2018	12:10 - 12:40
Marais du Plata - T1							23/06/2018	10:25 - 10:55	12/07/2018	12:40 - 13:10	23/07/2018	11:25 - 11:55	06/08/2018	09:45 - 10:15
Marais du Plata - T2							23/06/2018	11:30 - 12:00	12/07/2018	13:30 - 14:00	23/07/2018	12:05 - 12:35	06/08/2018	10:40 - 11:10

En gris : passage non fait ; – : heure de passage non connue

Tab. C. Dates des suivis 2018 des odonates des lagunes (partie 2).

Nom du site	Passage "imagos" 8		Passage "imagos" 9		Passage "exuvies" 1		Passage "exuvies" 2		Passage "exuvies" 3		Observateurs
	Date	Horaires	Date	Horaires	Date	Horaires	Date	Horaires	Date	Horaires	
Lagune Centrale photovoltaïque	31/08/2018	10:32 - 11:02	17/09/2018	13:03 - 13:33	29/05/2018	14:05 - 15:05	28/06/2018	10:45 - 11:45	14/08/2018	10:30 - 11:30	BARTOLUCCI Jean-Christophe & SELLER Aurélia
Lac des Troupins	22/08/2018	08:34 - 09:04	19/09/2018	08:09 - 08:39			03/07/2018	12:56 - 13:56	02/08/2017	08:43 - 09:43	DUPRAT Vincent & POUJOL Justine
Lagune d'Argues	16/08/2018	09:13 - 09:43	19/09/2018	14:13 - 14:43	22/05/2018	13:50 - 14:50	04/07/2018	-	01/08/2018	10:14 - 11:14	BERTOLINI Amélie & DUPRAT Vincent & POUJOL Justine
Lagune de Garrans	22/08/2018	11:10 - 11:40	19/09/2018	09:38 - 10:08	23/05/2018	12:03 - 13:03	03/07/2018	-	03/08/2018	09:22 - 10:22	DUPRAT Vincent & POUJOL Justine
Lagune de la Gaudole	31/08/2018	09:36 - 10:06	17/09/2018	14:22 - 14:52	29/05/2018	16:48 - 17:48	28/06/2018	14:05 - 15:05	14/08/2018	08:58 - 09:58	BARTOLUCCI Jean-Christophe & SELLER Aurélia
Lagune de la Joureyre	16/08/2018	09:15 - 09:45	05/09/2018	09:30 - 10:00	01/06/2018	12:50 - 13:50	26/06/2018	10:30 - 11:30	07/08/2018	10:15 - 11:15	POUSSIN Mathilde
Lagune de la Matte	17/08/2018	09:30 - 10:00	04/09/2018	11:15 - 11:45	07/06/2018	11:42 - 12:42	27/06/2018	12:30 - 13:30	06/08/2018	11:30 - 12:30	POUSSIN Mathilde
Lagune de la Tapy - T1	22/08/2018	14:15 - 14:45	04/09/2018	15:40 - 16:10			23/06/2018	15:30 - 16:30	06/08/2018	14:25 - 15:25	DUCOUT Béatrice & MERCADER Elisabeth
Lagune de la Tapy - T2	22/08/2018	14:50 - 15:20	04/09/2018	16:30 - 17:00			23/06/2018	16:40 - 17:40	06/08/2018	15:30 - 16:30	DUCOUT Béatrice & MERCADER Elisabeth
Lagune de Moutan	17/08/2018	10:00 - 10:30	04/09/2018	09:30 - 10:00	22/05/2018	12:35 - 13:35	27/06/2018	10:20 - 11:20	06/08/2018	10:00 - 11:00	POUSSIN Mathilde
Lagune de Put Boué	16/08/2018	11:30 - 12:00	05/09/2018	11:30 - 12:00	01/06/2018	11:00 - 12:00	26/06/2018	13:00 - 14:00	07/08/2018	12:00 - 13:00	POUSSIN Mathilde
Lagune des Layats	22/08/2018	09:38 - 10:08	19/09/2018	08:50 - 09:20	23/05/2018	15:24 - 16:24	03/07/2018	-	02/08/2018	09:59 - 10:59	DUPRAT Vincent & POUJOL Justine
Lagune des Troupins					23/05/2018	09:53 - 10:53					DUPRAT Vincent & POUJOL Justine
Lagunes de Castet Bieilh	14/08/2018	15:40 - 16:10	07/09/2018	14:30 - 15:00	18/05/2018	16:20 - 17:20	19/06/2018	-	02/08/2018	14:30 - 15:30	DARBLADE Stéphanie
Landes de Mouchon	22/08/2018	13:24 - 13:54									DUPRAT Vincent & POUJOL Justine
Marais du Parias	22/08/2018	12:20 - 12:50	04/09/2018	11:00 - 11:30			23/06/2018	13:00 - 14:00	06/08/2018	12:10 - 13:10	DUCOUT Béatrice & MERCADER Elisabeth
Marais du Plata - T1	22/08/2018	10:40 - 11:10	04/09/2018	12:50 - 13:20			23/06/2018	10:55 - 11:55	06/08/2018	10:15 - 11:15	DUCOUT Béatrice & MERCADER Elisabeth
Marais du Plata - T2	22/08/2018	11:15 - 11:45	04/09/2018	13:25 - 13:55			23/06/2018	12:00 - 13:00	06/08/2018	11:10 - 12:10	DUCOUT Béatrice & MERCADER Elisabeth

- Fiche de relevés

Les fiches de terrain présentées dans le rapport 2017 pouvaient être utilisées mais le formulaire standardisé accessible sous forme d'une application pour téléphone portable était à privilégier. À défaut, un fichier Excel contenant les mêmes informations que l'application pouvait être complété. L'ensemble des données est consigné dans la base de données du CEN Aquitaine, en lien avec l'OAFS, conformément à ce qui est mentionné dans l'article 5 de l'autorisation de capture (Annexe 15). La centralisation de l'ensemble des données et métadonnées est indispensable pour réaliser des analyses globales et comparatives des résultats.

6.8.2 Résultats exploratoires

Les résultats sont présentés de façon synthétique ci-dessous (Tab. CI). S'agissant de la première année de la mise en œuvre du protocole, il n'est pas encore possible d'effectuer des comparaisons annuelles.

Tab. CI. Cumul des individus et espèces en fonction des sites de lagunes

Nom des sites	Nom_Court	Nb_T	Nb_D		N_ind		S
			Exuvies	Imagos	Exuvies	Imagos	Imagos
Lagune Centrale photovoltaïque (40)	Cent_Lag	1	3	9	3	86	12
Lac des Troupins (33)	Trou_Etg	1	2	7	2	71	19
Lagune d'Argues (33)	Argu_Lag	1	3	9	8	122	18
Lagune de Garrans (40)	Garr_Lag	1	3	9	14	121	17
Lagune de la Gaudole (40)	Gaud_Lag	1	3	9	3	93	17
Lagune de la Joureyre (40)	Jour_Lag	1	3	9	8	73	15
Lagune de la Matte (40)	Matt_Lag	1	3	9	10	89	17
Lagune de la Tapy (40)	Tapy_Lag	2	2	6	10	149	21
Lagune de Moutan (40)	Mout_Lag	1	3	8	6	50	8
Lagune de Put Boué (40)	PutB_Lag	1	3	9	10	88	15
Lagune des Layats (33)	Laya_Lag	1	3	9	5	66	15
Lagune des Troupins (33)	Trou_Lag	1	1	3	4	15	6
Lagunes de Castet Bieilh (40)	Cast_Lag	1	3	9	14	110	25
Landes de Mouchon (33)	Mouc_Lag	1	0	5	0	55	10
Marais du Parias (40)	Pari_Lag	1	2	6	4	73	13
Marais du Plata (40)	Plat_Lag	2	2	6	3	92	17

Nb_T : nombre de transects, **Nb_D**. nombre de dates d'observations, **N_ind** : abondance ou nombre d'individus, **S** : richesse spécifique.

- Abondance

  - **STELI adapté « imagos »**

En prenant la moyenne des classes d'abondance (par exemple 30,5 individus observés pour la classe 11 – 50), le STELI « imagos » a permis de comptabiliser un total de 4796 individus en 2018. En prenant en compte la borne basse des classes d'abondances, un minimum de 3533 individus a été observé tandis qu'un maximum de 6055 individus est obtenu avec la borne haute.

L'essentiel des individus a été observé pendant la période estivale : juin et juillet (Fig. 300). Les barres d'erreurs présentent les valeurs maximales et minimales potentielles, par rapport aux maxima et minima des classes d'effectifs attribuées sur le terrain.

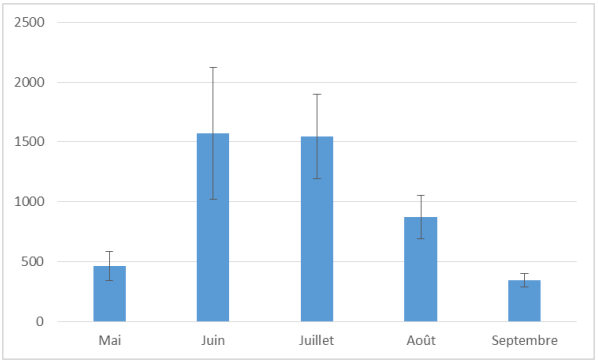


Fig. 300. Abondance mensuelle moyenne des imagos d'odonates observés en 2018.

- **STELI adapté « exuvies »**

Le STELI « exuvies » a permis de collecter 651 échantillons avec un pic d'effectif au mois de juin (Tab. CII).

Tab. CII. Abondance mensuelle des exuvies récoltées en 2018.

Mois	Effectifs
Mai	40
Juin	369
Juillet	105
Août	137
Total	651

A cause des conditions météorologiques du printemps 2018, l'échantillonnage des exuvies sur certains sites pour le 2ème passage n'a pas pu être réalisé dans la 2ème quinzaine de juin, comme prévu, mais début juillet.

- **Abondance par site**

Les effectifs totaux mensuels moyens ont été calculés pour chaque site (Tab. CIII). La séparation des effectifs entre exuvies et imagos doit être conservée afin d'éviter les doubles comptages. En effet, l'exuvie et l'imago d'un même individu peuvent être observés simultanément lors d'un double passage. Le site avec l'abondance d'imagos la plus forte est la Lagune de Joureyre : 851 individus. Pour les exuvies, l'effectif le plus important a été observé lors du passage « exuvies » n°1 de la Lagune de la Matte.

La Lagune des Troupins a l'abondance en imagos la plus faible sur mai et juin. Cela démontre l'intérêt odonatologique faible du site et conforte le choix d'abandonner son suivi au profit de celui du Lac des Troupins qui accueille quant à lui *L. pectoralis*.

Tab. CIII. Abondance par mois et par sites des odonates recensés en 2018

		Mai		Juin		Juillet		Août		Septembre	Totaux	
		Exuvies	Imagos	Exuvies	Imagos	Exuvies	Imagos	Exuvies	Imagos	Imagos	Exuvies	Imagos
Centrale photovoltaïque	Centrale photovoltaïque - T1	1	38	1	42		29		12	8	2	129
Lac des Troupins	Lac des Troupins - T1		20			1	90	2	22		3	132
Lagune d'Argues	Lagune d'Argues - T1	18	101		108	43	88	1	27	18	62	342
Lagune de Garrans	Lagune de Garrans - T1	7	78		150	10	74	9	43	4	26	348
Lagune de la Gaudole	Lagune de la Gaudole - T1	1	19	1	68		29		9	38	2	163
Lagune de la Joureyre	Lagune de la Joureyre - T1		85	11	454		158	6	110	45	17	851
Lagune de la Matte	Lagune de la Matte - T1		7	241	289		143	31	74	17	272	529
Lagune de la Tapy	Lagune de la Tapy - T1			4	12		70	12	62	16	16	160
	Lagune de la Tapy - T2			19	20		64	8	75	12	27	171
Lagune de Moutan	Lagune de Moutan - T1		6	19	44		128	8	30	12	27	220
Lagune de Put Boué	Lagune de Put Boué - T1		4	17	219	42	268	20	117	84	79	691
Lagune des Layats	Lagune des Layats - T1		56		53	9	19		23	1	9	151
Lagune des Troupins	Lagune des Troupins - T1	8	12		7						8	19
Lagunes de Castet Bieilh	Lagunes de Castet Bieilh - T1	5	38	39	44		95	39	42	17	83	236
Landes de Mouchon	Landes de Mouchon - T1						31		56			87
Marais du Parias	Marais du Parias - T1			13	39		116	1	102	21	14	278
Marais du Plata	Marais du Plata - T1			1	14		87		36	32	1	169
	Marais du Plata - T2			3	13		58		32	20	3	123
Totaux		40	463	369	1574	105	1545	137	871	344	651	4796

	Minimum
	Maximum

- Indice de richesse et diversité spécifique

  - **Richesse et diversité spécifique globale**

La diversité spécifique est le nombre d'individus observés par espèce pour l'ensemble des sites. Les espèces sont ensuite réparties en cinq classes selon leur abondance (Tab. CIV) (PASCO *et al.*, 2008).

Tab. CIV. Classes d'abondance.

Classe	Abondance	Nombre total moyen d'individus
I	Très faible	Nb = 1
II	Faible	2 < Nb <10
III	Moyenne	11 < Nb < 50
IV	Élevée	51 < Nb < 100
V	Très élevée	Nb > 101

L'identification des adultes et des exuvies a permis de recenser 54 taxons, dont 41 au niveau spécifique (Niveau 3). En prospectant un seul type de milieu, les lagunes des Landes de Gascogne, 43% de la faune odonatologique française et 57% de celle d'ex-Aquitaine ont été observés. Cette grande diversité démontre l'intérêt important pour les libellules des sites retenus. En 2018, la présence de *Leucorrhinia albifrons* a été mise en évidence sur huit sites, soit 44 individus, dont des accouplements (Fig. 301). Trois individus de *Leucorrhinia pectoralis* ont été vus sur deux sites : le Lac des Troupins et la Lagune des Layats. Les raisons potentielles de l'absence ou de la non-détection de leucorrhines sur les autres sites sont détaillées en discussion.



Fig. 301. Accouplement de L. albifrons – Lagune Centrale Photovoltaïque – 28/06/2018.

  - **Richesse et diversité spécifique des imagos**

Le protocole « imagos » à lui seul a permis l'identification de 49 taxons dont 39 déterminés à l'espèce (Fig. 302).

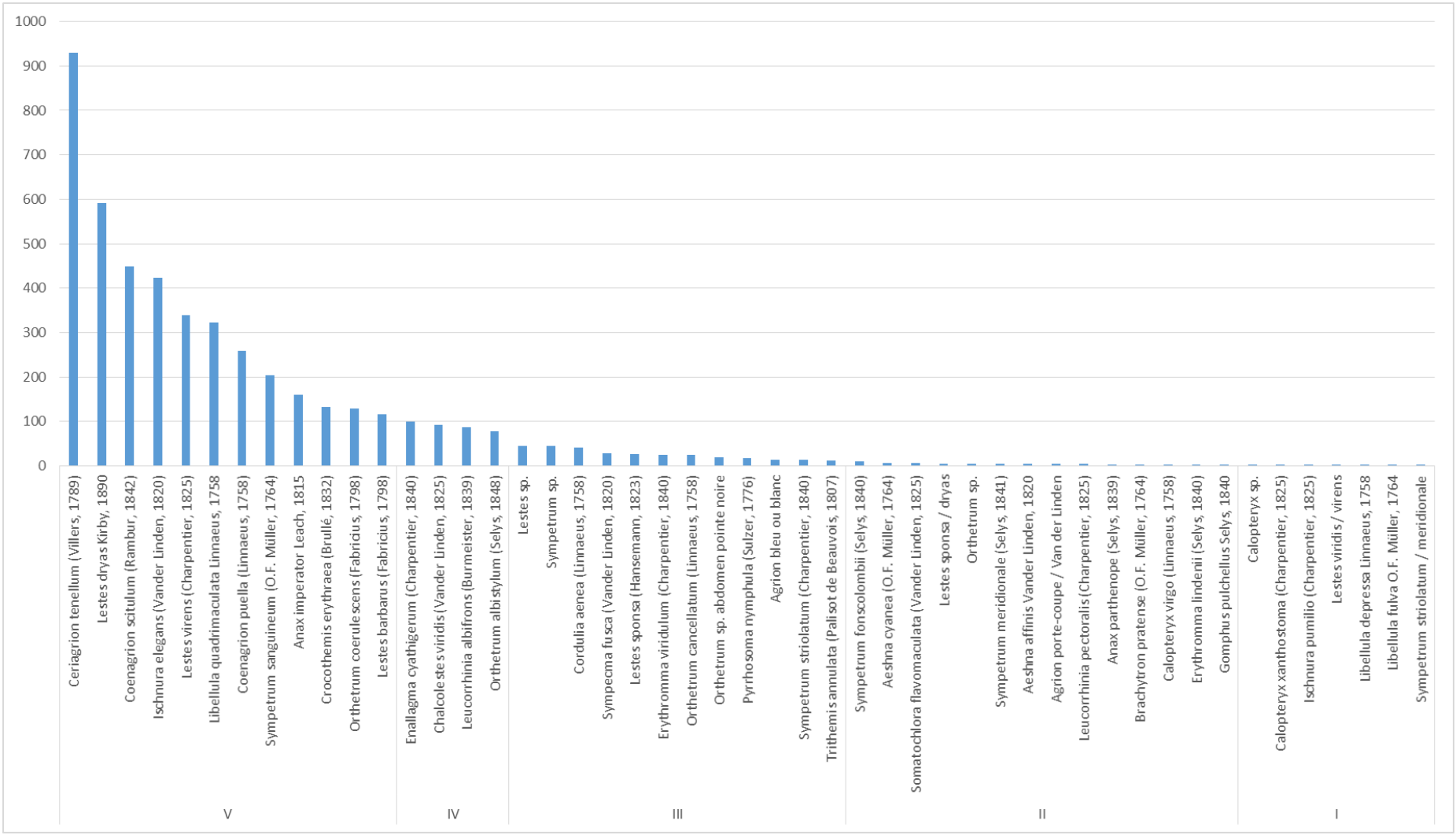


Fig. 302. Richesse et diversité spécifique des imagos sur l'ensemble des sites.

Le groupe V comporte les 12 espèces les plus observées, dont la plus représentée est *Ceriagrion tenellum* (Fig. 303). En prenant en comtpe la moyenne des classes d'abondance, cet agrion représente à lui seul 20% des effectifs avec 930.5 individus.



Fig. 303. Ceriagrion tenellum ♂- Lagune de la Gaudole – 31/08/2018

Les groupes I et II correspondent aux espèces, ou groupes d'espèces, avec un maximum de 10 individus observés sur l'ensemble des passages de tous les sites. Ces espèces à faibles effectifs peuvent être de plusieurs catégories :

- des individus erratiques éloignés de leur habitat préférentiel, *Calopteryx xanthostoma* (Fig. 304) ; *Calopteryx virgo ;*
- des individus à forte capacité de dispersion en quête de nouvelles zones de chasse ou à coloniser, *Libellula depressa* et *Libellula fulva* ;
- des espèces à détectabilité faible associées au moins partiellement aux milieux lagunaires : *Somatochlora flavomaculata* ; *Brachytron pratense ; Ischnura pumilio.*



Fig. 304. Calopteryx xanthostoma ♀- Lagune de la Gaudole – 17/09/2018.

La richesse spécifique issue du protocole « exuvie » est moindre : 21 taxons en tout, dont 16 déterminés à l'espèce (Fig. 305). Ces exuvies attestent d'un cycle larvaire et d'une émergence aboutis et réussis, et les espèces concernées sont donc reproductrices sur le site en question. Aucune exuvie

de *L. pectoralis* n'a été trouvée, mais des exuvies de *L. albifrons* ont été récoltées sur cinq sites : Lagune d'Argues, Lagune de la Gaudole, Lagune de la Joureyre, Lagune de la Matte et Lagune de Put Boué.

L'autochtonie est une information importante car elle est la preuve de la réussite d'un cycle de reproduction complet d'une espèce. Elle renseigne sur le fait que les espèces partagent le même milieu larvaire, qui est le plus déterminant dans la vie d'un odonate.

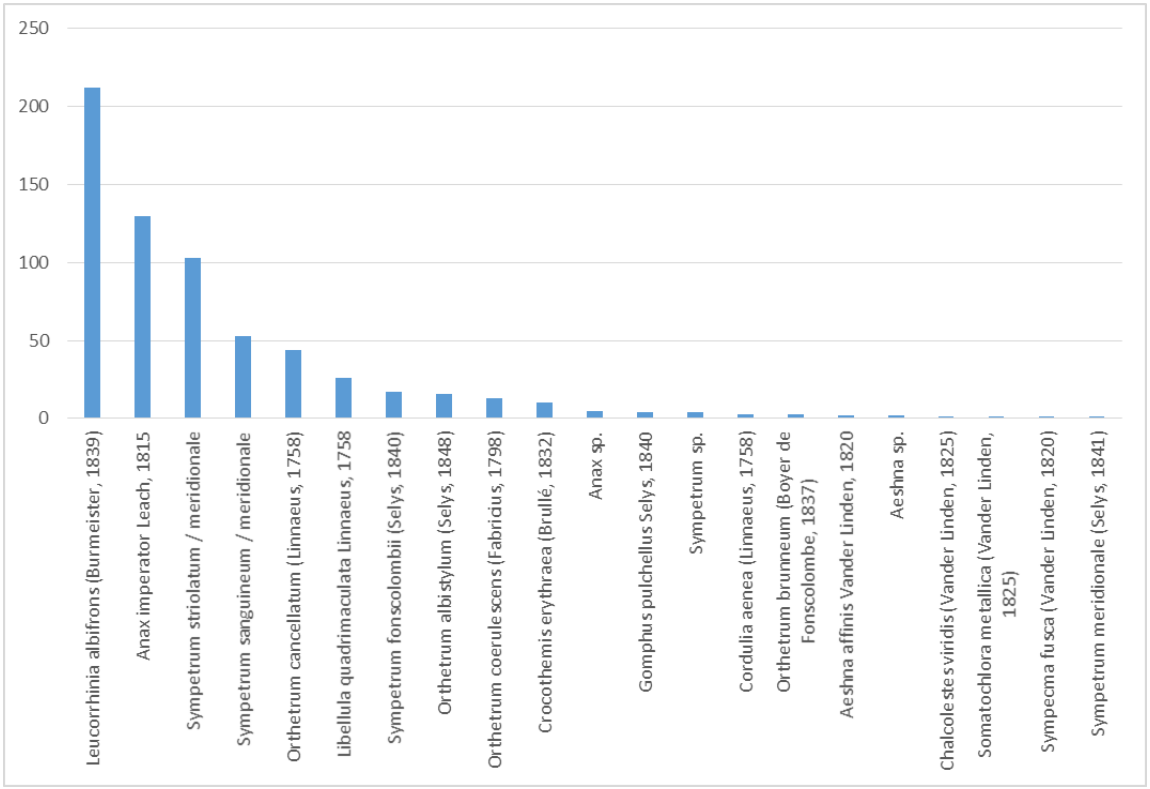


Fig. 305. Diversité et richesse spécifique des exuvies sur l'ensemble des sites.

Grâce notamment au passage du 27/07/2018 sur la Lagune de la Matte, *L. albifrons* est l'espèce la plus trouvée avec 144 exuvies (Tab. CV). Les *Sympetrum sp.* (*Sympetrum striolatum / meridionale* ; *Sympetrum sanguineum / meridionale* ; *Sympetrum sp.*) regroupent au moins trois espèces et comptabilisent 160 exuvies.

La répartition mensuelle par site du nombre d'espèces observées révèle une diversité maximale en juillet pour les imagos et juin pour les exuvies (Tab. CV). Les Lagunes de Castet Bieilh constituent le site le plus diversifié en adulte avec 26 espèces en tout. Pour les exuvies, la diversité la plus importante a été observée à la Lagune de Garrans avec huit espèces. Ces valeurs ont été calculées en prenant en compte le minimum possible, exemple : les deux taxons *Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840) et *Sympetrum striolatum / meridionale* ne forment au minimum qu'une espèce « vraie ».

Les espèces ubiquistes comme *Anax imperator* ou typiques des milieux lentique comme *Libellula quadrimaculata* ont un taux de présence de 100%, c'est-à-dire qu'elles sont observées sur l'ensemble des sites prospectés (Tab. CVI). Bien qu'il ne s'agisse que de la première année de mise en œuvre des protocoles odonates, les cortèges d'espèces commencent déjà à se profiler et sont présentés dans le Tab. CVI.

Tab. CV. Richesse spécifiques des imagos et exuvies par site et par mois.

		Mai		Juin		Juillet		Août		Septembre	Totaux	
		Exuvies	Imagos	Exuvies	Imagos	Exuvies	Imagos	Exuvies	Imagos	Imagos	Exuvies	Imagos
Centrale photovoltaïque	Centrale photovoltaïque - T1	1	6	1	7		7	0	2	4	2	12
Lac des Troupins	Lac des Troupins - T1		9			1	11	1	8	0	2	19
Lagune d'Argues	Lagune d'Argues - T1	1	12		11	3	10	1	7	4	3	18
Lagune de Garrans	Lagune de Garrans - T1	3	11		10	5	9	4	9	1	8	14
Lagune de la Gaudole	Lagune de la Gaudole - T1	1	10	1	11		11	0	3	9	2	17
Lagune de la Joureyre	Lagune de la Joureyre - T1		6	3	11		9	3	8	3	4	15
Lagune de la Matte	Lagune de la Matte - T1		2	4	11		11	3	9	5	5	17
Lagune de la Tapy	Lagune de la Tapy - T1			1	5		12	3	12	5	4	16
	Lagune de la Tapy - T2			1	8		13	4	10	6	5	16
Lagune de Moutan	Lagune de Moutan - T1	0	3	3	5		6	2	5	2	3	9
Lagune de Put Boué	Lagune de Put Boué - T1		2	4	9		11	4	8	4	4	15
Lagune des Layats	Lagune des Layats - T1	0	8	3	6		6	0	10	1	3	15
Lagune des Troupins	Lagune des Troupins - T1	4	4		4						4	6
Lagunes de Castet Bieilh	Lagunes de Castet Bieilh - T1	4	9	4	12		14	4	9	8	6	26
Landes de Mouchon	Landes de Mouchon - T1						9		9			12
Marais du Parias	Marais du Parias - T1			3	12		11	1	8	4	3	14
Marais du Plata	Marais du Plata - T1			1	7		10	0	7	7	1	16
	Marais du Plata - T2			2	6		8	0	7	4	2	12
Totaux		9	28	11	28	9	30	10	27	16	17	40

	Minimum
	Maximum

Tab. CVI. Espèces présentes par site et proportions avec les sites

| Site | *Anax imperator* Leach, 1815 | *Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758 | *Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764) | *Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820) | *Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789) | *Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758) | Sympetrum sp. | *Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832) | *Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758) | *Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798) | *Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842) | *Enallagma cyathigerum* (Charpentier, 1840) | *Lestes dryas* Kirby, 1890 | *Lestes virens* (Charpentier, 1825) | *Chalcolestes viridis* (Vander Linden, 1825) | *Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839) | *Orthetrum cancellatum* (Linnaeus, 1758) | *Sympetrum sanguineum / meridionale* | *Sympetrum striolatum / meridionale* | *Lestes sp.* | *Orthetrum albistylum* (Selys, 1848) | *Sympecma fusca* (Vander Linden, 1820) | *Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840) | *Aeshna cyanea* (O.F. Müller, 1764) | *Anax sp.* | *Lestes sponsa / dryas* | *Somatochlora flavomaculata* (Vander Linden, 1825) | *Sympetrum meridionale* (Selys, 1841) | *Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1807) | Agrion bleu ou blanc | *Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758) | *Lestes barbarus* (Fabricius, 1798) | *Lestes sponsa* (Hansemann, 1823) | *Orthetrum sp.* | *Orthetrum sp.* abdomen pointe noire | *Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer, 1776) | *Sympetrum fonscolombii* (Selys, 1840) | *Aeshna affinis* Vander Linden, 1820 | Agrion porte-coupe / Van der Linden | *Anax parthenope* (Selys, 1839) | *Brachytron pratense* (O.F. Müller, 1764) | *Erythromma lindenii* (Selys, 1840) | *Erythromma viridulum* (Charpentier, 1840) | *Gomphus pulchellus* Selys, 1840 | *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825) | *Aeshna sp.* | *Calopteryx sp.* | *Calopteryx xanthostoma* (Charpentier, 1825) | *Ischnura pumilio* (Charpentier, 1825) | *Lestes viridis / virens* | *Libellula depressa* Linnaeus, 1758 | *Libellula fulva* O.F. Müller, 1764 | *Orthetrum brunneum* (Boyer de Fonscolombe, 1837) | *Somatochlora metallica* (Vander Linden, 1825) |
|---|---|---

6.8.3 Discussion

- **Amélioration du protocole**

Des réflexions ont été menées sur la prise en compte d'autres facteurs qui ont un impact probable sur les résultats obtenus. Certaines lagunes connaissent un marnage important. Au printemps, les niveaux d'eau sont hauts et l'interface eau/berge peut se situer sous une végétation arborée, tandis qu'à niveau d'eau moyen le transect se trouvera dans une végétation herbacée. L'interface est même parfois située sur des sols dénués de végétation en fin d'été lorsque le niveau d'eau est au plus bas. Pour prendre en compte cette disparité saisonnière, trois propositions de complément du protocole ont été exposées au Conseil Scientifique du programme et sont encore en discussion :

- Indiquer la distance entre la végétation rivulaire et l'interface eau/berge
- Mesurer le niveau d'eau de la lagune
- Détailler le type de végétation sur le transect (arborée / arbustive / herbacée / sol nu)

Le Conseil Scientifique déterminera si ces paramètres doivent être relevés ou non lors des prochains suivis. La question de la part d'ensoleillement du transect au moment du relevé va également être traitée. En effet, les odonates auront une activité beaucoup plus importante, et seront donc plus détectables, sur les tronçons ensoleillés.

- **Cortège global d'espèces**

Les espèces observées lors des transects peuvent être classées selon leur sensibilité écologique d'après la méthode de DOMMANGET (1989) (Tab. CVII).

Tab. CVII. Critères de sensibilité des espèces observées

Catégories	Groupes	Espèces	Sensibilités
Généralistes opportunistes		***Anax imperator* Leach, 1815**	Milieux aquatiques en général
		Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)	
		Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)	
		Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	
		Erythromma lindenii (Selys, 1840)	
		Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	
		***Orthetrum cancellatum* (Linnaeus, 1758)**	
		Sympetrum sanguineum (O.F. Müller, 1764)	
Généralistes orientées	**I**	***Aeshna affinis* Vander Linden, 1820**	Milieux lentiques
		Anax parthenope (Selys, 1839)	
		Brachytron pratense (O.F. Müller, 1764)	
		***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	
		***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	
		Erythromma viridulum (Charpentier, 1840)	
		Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	
		Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	
		Lestes virens (Charpentier, 1825)	
		***Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758**	
		***Orthetrum albistylum* (Selys, 1848)**	
		Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	
		Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	
		***Sympetrum fonscolombii* (Selys, 1840)**	
		***Sympetrum meridionale* (Selys, 1841)**	
		Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	
		Trithemis annulata (Palisot de Beauvois, 1807)	
	II	*Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)	Milieux oligotrophes
		Lestes dryas Kirby, 1890	
		***Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839)**	
		Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825)	
		Somatochlora metallica (Vander Linden, 1825)	
	III	*Aeshna cyanea* (O.F. Müller, 1764)	Macros ou micros milieux, souvent à tendance lotique
		Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	
		Libellula depressa Linnaeus, 1758	
		Libellula fulva O.F. Müller, 1764	
		***Orthetrum brunneum* (Boyer de Fonscolombe, 1837)**	
		Ischnura pumilio (Charpentier, 1825)	
		Coenagrion scitulum (Rambur, 1842)	
		***Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798)**	
	IV	*Calopteryx xanthostoma* (Charpentier, 1825)	Eaux faiblement courantes
		Gomphus pulchellus Selys, 1840	
		Calopteryx virgo (Linnaeus, 1758)	Eaux vives

En gras : espèces avec exuvies trouvées

Leucorrhinia pectoralis et *Leucorrhinia albifrons*, sont des espèces qui dépendent de milieux oligo-mésotrophes à eutrophes avec une mosaïque d'hydrophytes et des zones d'eau libre (ASKEW, 1988 ; COURANT, 2010 ; CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DE FRANCHE-COMTE & OBSERVATOIRE REGIONAL DES INVERTEBRES, 2016). Les cortèges d'espèces comprennent des odonates appartenant aux catégories « généralistes opportunistes » et « généralistes orientées » de milieux lentiques et/ou oligotrophes (Tab. CVII). Les cortèges sont définis par le pourcentage de présence des espèces sur les sites à leucorrhines. Celles étant présentes à plus de 75% sur ces sites sont retenues pour établir les cortèges. Les exigences écologiques particulières de chacune des leucorrhines se retrouvent en partie chez les espèces qui peuvent partager leur habitat. Elles sont détaillées de façon précise dans les paragraphes suivants.

- Le cortège de Leucorrhinia albifrons

Les exigences de cette espèce sont les plus restrictives au stade larvaire. Étant très sensible à la prédation, du fait de capacités natatoires faibles, notamment en cas de fuite, la présence de poissons dans une lagune lui sera très préjudiciable voire discriminante. Cette préférence pour des milieux à faible pression de prédation est aussi partagée par d'autres odonates (Lestidae). Le site doit avoir des herbiers aquatiques développés, des massifs immergés et des végétaux flottants (nénuphars, potamots) en eau claire et légèrement acide (STERNBERG & BUCHWALD, 2000 ; DE BOER, 2007). L'espèce peut aussi être présente dans des sites anthropiques : lagunes d'extraction de la tourbe, gravières ou points d'eau DFCI, etc., dès lors qu'ils répondent aux critères qui viennent d'être énoncés (BAILLEUX *et al.*, 2017).

Bien que certains mâles territoriaux soient mobiles, avec une distance de dispersion courante de 18km l'essentiel de la population reste sur le site (BEUTLER, 1987 ; JAESCHKE *et al.*, 2013). La détectabilité de l'imago est donc assez élevée aux abords des lagunes aux bonnes périodes. En effet, l'apparition est simultanée et limitée dans le temps, de mai à juin. La période d'occurrence est souvent courte, 4 à 8 semaines, avec plus de la moitié des individus émergés en 15 jours (GRAND & BOUDOT, 2006 ; DUPONT, 2010b). Ceci peut expliquer la non-détection de l'espèce sur les sites de : Lagune de la Tapy, Landes de Mouchon, Marais du Parias, pourtant très favorables, mais où les suivis n'ont débuté que le 23/06/2018 ou encore pour le site des Landes de Mouchon où le premier passage (PI4) a eu lieu le 03/07/2018.

Les espèces présentes dans plus des trois quart des sites à *L. albifrons* (Lagune Centrale Photovoltaïque, Lagune d'Argues, Lagune de Garrans, Lagune de la Gaudole, Lagune de la Matte, Lagune de Put Boué et Lagunes de Castet Bieilh) permettent d'avoir un premier aperçu du cortège qui l'accompagne. Il s'affinera avec les années (plus de répétitions), mais il concorde déjà en partie avec ce qui figure dans la bibliographie (MAUERSBERGER & HEINRICH, 1993 ; COURANT, 2010 ; DUPONT, 2010b):

- « généralistes opportunistes » : ***Anax imperator***, *Sympetrum sanguineum*, *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella* ;
- « généralistes orientées » du groupe I – milieux lentiques : *Libellula quadrimaculata*, ***Cordulia aenea***, *Lestes virens* ;
- « généralistes orientées » du groupe II – Milieux oligotrophes : ***Ceriagrion tenellum***, *Lestes dryas* ;
- « généralistes orientées » du groupe III – Macros ou micros milieux, souvent à tendance lotique : *Coenagrion scitulum*.

Les espèces déjà connues comme appartenant à son cortège sont mentionnées en gras. D'autres espèces, citées dans la littérature, n'étaient pas assez présentes sur les sites étudiés pour ressortir du lot : *Enallagma cyathigerum, Somatochlora flavomaculata*. De plus, *Aeshna isoceles*, bien que connue comme appartenant à son cortège, est rarissime sur le territoire aquitain.

- Le cortège de Leucorrhinia pectoralis

Cette espèce est trouvée dans les lagunes acides et des plans d'eau de type « étangs » (GREFF, 2000a ; GREFF, 2000b ; BROYER *et al.*, 2009). En termes d'habitat, elle a une préférence marquée pour les stades évolutifs intermédiaires (stades 4 et 5), délaissant les stades pionniers (stade 1) ou terminaux (stade 5) (Fig. 306). Pour être favorables, les plans d'eau d'origine anthropique doivent avoir retrouvé une certaine naturalité, avec une ceinture d'hélophytes et des boisements proches (WILDERMUTH, 1992 ; WILDERMUTH, 1994 ; HEIDEMANN & SEIDENBUSCH, 2002 ; WILDERMUTH, 2002 ; BROYER *et al.*, 2009).

À l'instar de *L. albifrons*, bien que dotée de fortes capacités de déplacement, jusqu'à 100km (BÖNSEL, 2006), la majorité des individus se déplacent uniquement au sein du site (GREFF, 2000a).

Ces éléments comportementaux confortent le bon choix des protocoles et assurent des résultats représentatifs.

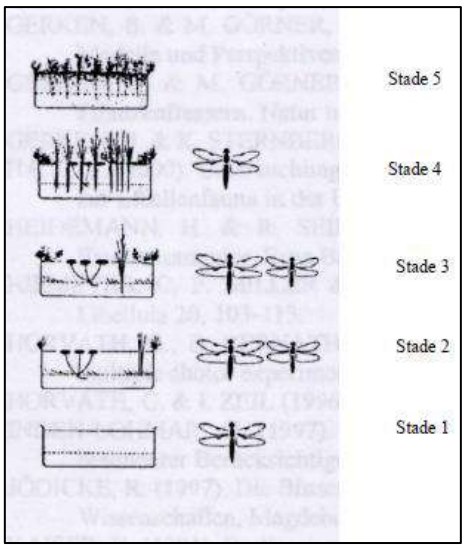


Fig. 306. Affinité de L. pectoralis en fonction du stade évolutif d'un plan d'eau

Source : BARBARIN, 2004

L. pectoralis est présente sur deux sites : le Lac des Troupins et la Lagune des Layats. Ces sites de type étang et lagune, correspondent bien à ses exigences écologiques (BROYER *et al.*, 2009). La diversité en odonates y est assez élevée avec 19 et 15 espèces. Cette corrélation positive entre la présence de *L. pectoralis* et la diversité spécifique indique un bénéfice significatif de ce type d'habitats pour beaucoup d'autres odonates (BROYER *et al.*, 2009).

Sur le même schéma que celui de *L. albifrons*, les premiers éléments du cortège sont présentés en fonction de la sensibilité écologique des espèces. En revanche, avec seulement deux sites de référence suivis, la fiabilité de ces premiers résultats reste faible :

- « généralistes opportunistes » : ***Anax imperator***, *Sympetrum sanguineum,* ***Ischnura elegans***
- « généralistes orientées » du groupe I – milieux lentiques : *Brachytron pratense*, *Cordulia aenea*, *Crocothemis erythraea*, ***Libellula quadrimaculata*** ;
- « généralistes orientées » du groupe III – Macros ou micros milieux, souvent à tendance lotique : *Orthetrum coerulescens*

Il existe deux cortèges distincts selon l'habitat concerné : étang ou lagune (GREFF, 2000a ; DUPONT, 2010b). Les résultats obtenus pour l'instant semblent tendre vers le cortège des étangs comme en témoigne *Anax imperator*, *Ischnura elegans* et *Libellula quadrimaculata* (cette dernière appartient aussi au cortège lagunaire).

Conclusion

La mise en place du suivi des odonates sur 15 sites des Landes de Gascogne n'a pas permis d'observer les espèces sentinelles, à savoir les leucorrhines, sur chacun d'eux, alors que tous les sites étaient connus pour accueillir des populations. Les prochaines années pourront permettre de certifier ou non la présence de leucorrhines sur les sites où elles n'ont pas été observées en 2018.

Des cortèges odonatologiques se dessinent et correspondent en grande partie aux cortèges cités dans la bibliographie. Des particularités locales se profilent tout de même et seront à confirmer.

L'année 2018 a également permis d'améliorer le protocole afin de répondre au mieux aux problématiques posées avec la prise en compte des variations du niveau des lagunes.

6.9 Rainette ibérique (Hyla molleri) et Rainette verte (Hyla arborea)

Auteur : Maud Berroneau, Contributeur : Gaëlle Caublot

La Rainette ibérique est une espèce qui se reproduit dans les milieux humides frais du massif landais, type lagune. En France, elle se cantonne au bassin aquitain. Ses habitats préférentiels sont sujets aux perturbations climatiques comme l'assèchement brutal et la modification de la flore représentative des zones humides du massif landais (MALLARD, 2017b).

La Rainette verte possède une répartition septentrionale étendue dont la limite sud atteint le Massif central (MALLARD, 2017b).

La Rainette méridionale est une espèce d'affinité méditerranéenne, et donc plus thermophile, qui pénètre toutefois sur certaines lagunes où deux des trois espèces citées s'observent alors en syntopie (Rainette ibérique & méridionale ou Rainette verte & méridionale) (MALLARD, 2017b).

Le rapport de force avec la Rainette méridionale est très certainement lié aux conditions climatiques locales et pourrait évoluer en fonction du changement climatique.

L'autre hypothèse de l'impact du changement climatique sur la Rainette ibérique est la disparition ou le mouvement de stations remarquables.

Les hypothèses sont donc les suivantes:

- Extinction locale possible de populations suite à la disparition de stations remarquables ;
- Rapport de force en faveur de la Rainette méridionale.

Les objectifs sont de visualiser les tendances évolutives de la répartition et abondance de la Rainette ibérique en massif landais et de la Rainette verte en Limousin, en lien avec d'éventuelles variations climatiques, mais aussi d'observer l'évolution du rapport de force face à la Rainette méridionale.

6.9.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

La sélection s'est portée sur des sites présents dans l'aire de répartition de la Rainette ibérique et de la Rainette verte (présence avérée ou non de ces dernières), facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels au cœur du Massif landais notamment pour la Rainette ibérique. Ces sites sont parfois occupés par la Rainette méridionale ou non, espèce potentiellement compétitrice (MALLARD, 2017b). Ces sites coïncident autant que possible avec ceux d'autres suivis en milieu humide, notamment avec les sites de suivi du Lézard vivipare (cf. § 6.5. Lézard vivipare).

En 2018, un site du Massif Landais n'a pu être suivi pour cause de modification profonde de la lagune (Pindères), mais un autre a pu être ajouté (Saint Médard – Lagunasse) (Tab. CVIII) : l'ajustement de ces sites de suivis est listé ci–après.

Tab. CVIII. Localisation des sites du triangle landais suivis en 2017 et 2018

Lieu_dit	Longitude	Latitude	Suivi Hm 2017	Suivi Hm 2018
Captieux – Luc maysouau	[redacted]	[redacted]	0	0
Hostens – Gat Mort	[redacted]	[redacted]	0	0
Houeillès	[redacted]	[redacted]	0	0
Le Pian Médoc	[redacted]	[redacted]	0	0
Lubiosse-Ychoux – Capdejus	[redacted]	[redacted]	0	0
Lubiosse-Ychoux – Taron	[redacted]	[redacted]	0	0
Martillac	[redacted]	[redacted]	0	0
Saint-Magne – Lagune du Cam	[redacted]	[redacted]	0	0
Saint Médard – Pilliole	[redacted]	[redacted]	0	0
Le Porge – Saumos	[redacted]	[redacted]	0	0
Tarnos	[redacted]	[redacted]	0	0
Pindères	[redacted]	[redacted]	0	X
Saint Médard – Lagunasse	[redacted]	[redacted]	–	0

- **Description des sites choisis**

Niveau terminologie, pour la Rainette ibérique, un « site » de suivi correspond à une « lagune ».

12 sites ont ainsi été sélectionnés (7 en Gironde, 4 dans les Landes, et 1 en Lot-et-Garonne, Fig. 307) à partir de la répartition connue de la Rainette ibérique et avec une homogénéité de répartition selon un gradient nord-sud, est-ouest (MALLARD, 2017b).

4 sites ont été sélectionnés en Limousin sur la même commune (Brignac-la-Plaine) pour le suivi de la Rainette verte et de la Rainette méridionale (Tab. CIX).

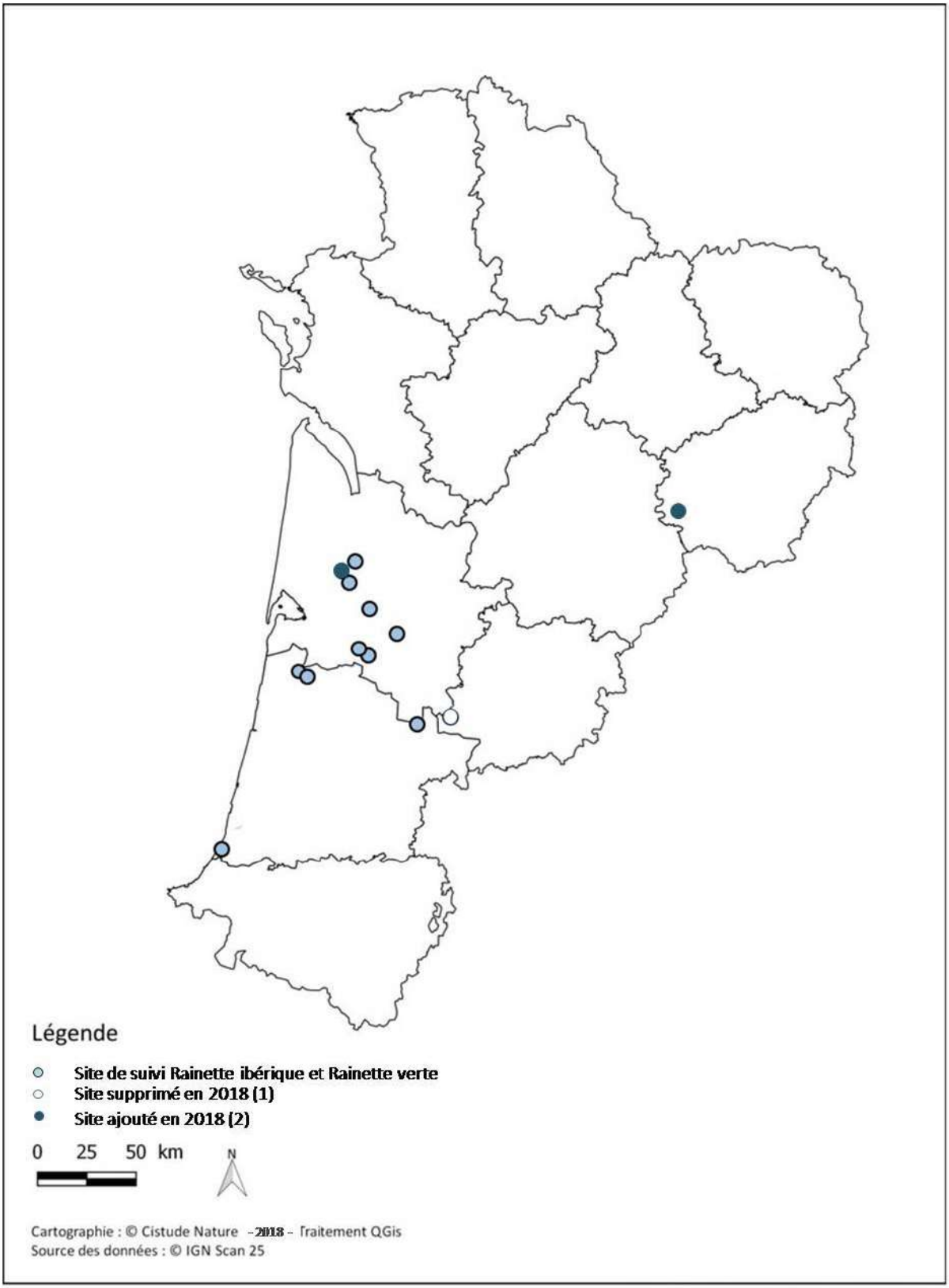


Fig. 307. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi des Rainettes ibériques (Massif landais) & Rainettes vertes et (Limousin).

Le nouveau site de Saint-Médard – Lagunasse pour le suivi des rainettes ibériques en Massif landais est déjà connu et suivi pour les Lézards vivipares (Tab. CIX, cf. § 6.5. Lézard vivipare).

Tab. CIX. Caractéristiques des sites de suivis de la Rainette verte sélectionnés en Limousin en 2017-2018.

Dép.	Commune	Nom du site	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
19	Brignac-La-Plaine	Lescure 1	Privé	OUI	GMHL	Gaëlle Caublot	[redacted]	[redacted]
19	Brignac-La-Plaine	Lescure 2	Privé	OUI	GMHL	Gaëlle Caublot	[redacted]	[redacted]
19	Brignac-La-Plaine	Lescure 3	Privé	OUI	GMHL	Gaëlle Caublot	[redacted]	[redacted]
19	Brignac-La-Plaine	Bussac Haut	Privé	OUI	GMHL	Gaëlle Caublot	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Les points d'échantillonnage se font par lagune identifiée. Il s'agit de points d'écoute autour de la lagune (Fig. 308) (MALLARD, 2017b).

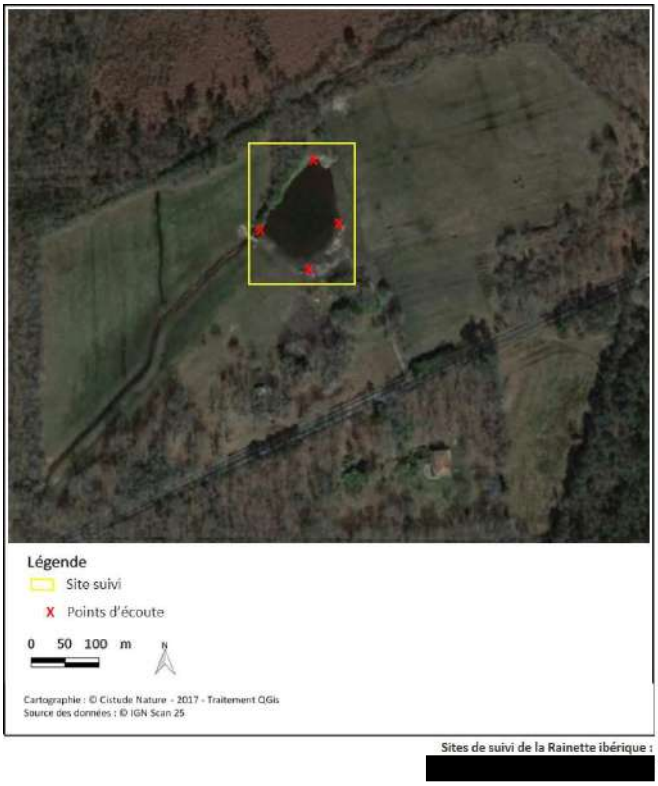


Fig. 308. Exemple de Lagune de suivi de la Rainette ibérique avec points d'écoutes

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Cette étude se base sur un suivi annuel de présence des deux rainettes sur 12 sites pour le massif landais et 4 sites pour le Limousin, couplés à des stations météorologiques. L'application du protocole type POP Amphibien (protocole national standardisé – SHF) (BARRIOZ & MIAUD, 2016) permettra une estimation fine de la présence ou de l'abondance de chaque espèce Rainette ibérique et de la Rainette verte. Cette abondance peut être mise en relation avec des facteurs extérieurs (évolution des températures, régime pluviométrique, etc.) et peut être comparée d'une année sur l'autre.

Chaque site est visité 3 fois par an durant la période d'activité des rainettes (passages de préférence entre mars et mai). Les points d'écoutes des mâles chanteurs sont assurés pendant 20 min sur chaque lagune. A la suite des points d'écoutes, différents relevés sont effectués sur les propriétés de la lagune (habitats aquatiques et rivulaires), les autres espèces observées, afin de mettre en évidence à terme des corrélations entre modification de l'habitat due au changement climatique, colonisation des sites par d'autres espèces au biotopes différents des espèces cibles et présence/abondance de Rainette ibérique ou Rainette verte selon le site en question (MALLARD, 2017b).

- **Conditions météorologiques requises**

L'écoute des mâles chanteurs de Rainette ibérique s'effectue avec des conditions climatiques particulières (MALLARD, 2017b):

- Visite nocturne (19h30 – 00h30) ;
- Eviter les nuits trop fraiches (gelées) en début de saison (Mars-Avril) ;
- Eviter les phases de pleine lune et nuits venteuses.

Une étude sur la détermination des conditions optimales de suivis en lien avec les observations de 2016-2021 débutera prochainement afin d'affiner les conditions de suivi.

- **Nombre de campagne de relevés**

Les campagnes de relevés s'effectuent durant la saison de reproduction, de mars à mai (Tab. CX).

Tab. CX. Dates des suivis 2017 et 2018 de la Rainette ibérique en Massif landais.

Sites suivis	Session 1 – 2017	Session 2 – 2017	Session 3 – 2017	Session 1 – 2018	Session 2 – 2018	Session 3 – 2018	Observateur
Le Pian Médoc	03/04/2017	09/05/2017	26/05/2017	14/03/2018	12/04/2018	22/05/2018	Maud Berroneau
Martillac	04/04/2017	10/05/2017	27/06/2017	15/03/2018	05/04/2018	30/05/2018	Maud Berroneau
Hostens - Lagune du Gât Mort	04/04/2017	10/05/2017	27/06/2017	15/03/2018	05/04/2018	30/05/2018	Maud Berroneau
Saint-Magne - Lagune du Cam	04/04/2017	10/05/2017	27/06/2017	15/03/2018	05/04/2018	30/05/2018	Maud Berroneau
Illats - Lagune de Brax	04/04/2017	10/05/2017	27/06/2017	15/03/2018	05/04/2018	30/05/2018	Maud Berroneau
Lagunasse	-	-	-	14/03/2018	12/04/2018	22/05/2018	Maud Berroneau
Pilliole	03/04/2017	09/05/2017	26/05/2017	14/03/2018	12/04/2018	22/05/2018	Maud Berroneau
Saumos	03/04/2017	09/05/2017	26/05/2017	14/03/2018	12/04/2018	22/05/2018	Maud Berroneau
Captieux - Lagune de Lucmaysouau	11/04/2017	12/05/2017	28/06/2017	13/03/2018	12/04/2018	31/05/2018	Maud Berroneau

Sites suivis	Session 1 – 2017	Session 2 – 2017	Session 3 – 2017	Session 1 – 2018	Session 2 – 2018	Session 3 – 2018	Observateur
Tarnos	13/04/2017	18/05/2017	29/06/2017	24/03/2018	03/05/2018	29/05/2018	Maud Berroneau
Lubiosse–Ychoux – Lagune de Capdejus	13/04/2017	18/05/2017	29/06/2017	24/03/2018	03/05/2018	29/05/2018	Maud Berroneau
Lubiosse–Ychoux – Lagune du Taron	13/04/2017	18/05/2017	29/06/2017	24/03/2018	03/05/2018	29/05/2018	Maud Berroneau
Houillès	11/04/2017	12/05/2017	28/06/2017	13/03/2018	12/04/2018	31/05/2018	Maud Berroneau

- **Fiche de relevés**

La récolte de données est réalisée à l'aide de la fiche de relevé standardisée.

Trois fiches de renseignements doivent être remplies pour chaque site et chaque passage. La première fiche « Relevé » renseigne par lagune les observations de l'espèce, les indices de présence pour les trois passages. La deuxième fiche « Descriptif site » permet un descriptif précis de la lagune et de ses alentours pour les trois passages. Enfin, la fiche « Récapitulatif site » liste l'ensemble des lagunes à prospecter (MALLARD, 2017b).

6.9.2 Résultats exploratoires

En Limousin, 2017 était l'année de pré–sélection des sites et de test des protocoles pour les suivis de la Rainette verte. 2018 était par conséquence la première année de comptage effective. Le Limousin ne sera donc pas traité dans la partie « Résultats exploratoires » pour cette année.

Dans le Massif landais (Gironde, Landes et Lot–et–Garonne), les deux premières années d'observation 2017 et 2018 permettent d'apporter un état de référence de la situation de la Rainette ibérique. Il ne s'agit pour l'heure que d'analyses descriptives des données d'observation sur les 12 sites suivis.

En 2017, une cartographie représentant le rapport Rainette ibérique / Rainette méridionale observé sur les sites d'études avait été proposée avec l'idée que les prochaines années permettraient d'avoir une image instantanée du rapport de force entre la Rainette ibérique et la Rainette méridionale sur les sites d'études (MALLARD, 2017b). Lorsque la balance penchera en faveur de la Rainette méridionale, cela indiquera que l'habitat et les conditions microclimatiques (température, hygrométrie) auront été modifiés. Les études écophysiologiques permettront également de mettre en avant les seuils de tolérance des fluctuations hygrométriques des rainettes ibériques (cf. §2.2 Sensibilité climatique des espèces animales).

Suite aux deux premières années de suivis, seule l'étude des indices d'abondance (ou indices d'observation = io) entre les populations de Rainette ibérique et de Rainette méridionale est possible.

Une représentation cartographique des indices d'observation de 2017 et 2018 (Fig. 309) permet d'avoir une vision rapide des secteurs avec les plus grandes observations ainsi que la variation interannuelle. N'ont été retenus ici que les sites avec des données d'observations sur les 2 années consécutives.

Indices d'observation de la Rainette ibérique (vert) vs Rainette méridionale (orange) dans le massif landais sur fond de données historiques de présence de Rainette ibérique (points verts clairs) et de la Rainette méridionale (points oranges clairs)

Suivi 2017 **Suivi 2018**

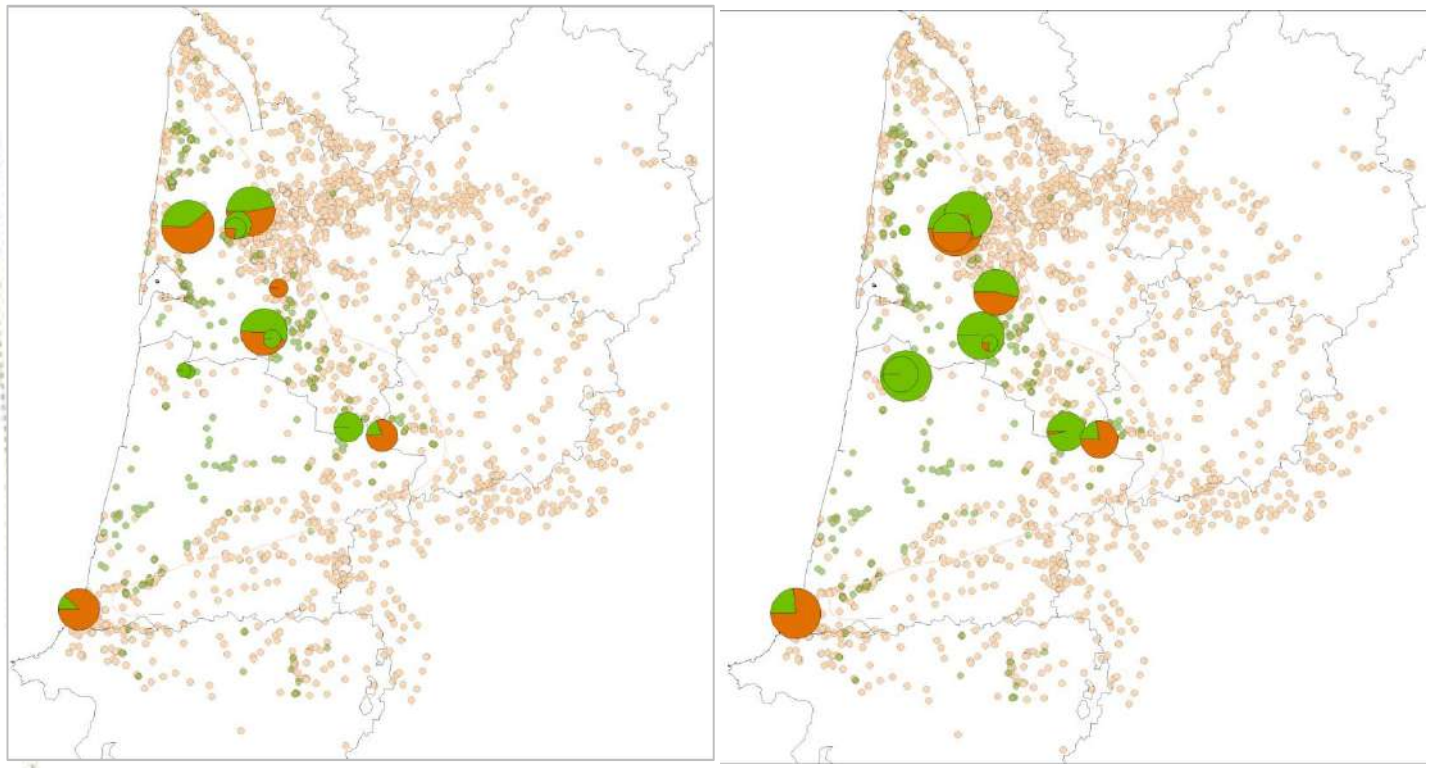


Fig. 309. Comparaison interannuelle des indices d'observation de la Rainette ibérique (vert) et de la Rainette méridionale (orange) entre 2017 et 2018

Une autre lecture de l'évolution des indices d'observation par site et selon l'année de suivi est proposée en Fig. 310. Il est ainsi possible de voir l'évolution interannuelle des io des rainettes ibériques et des rainettes méridionales mais également pour une même année, la variation de ces io en fonction des sessions de comptages (3 sessions au cours de la saison printanière).

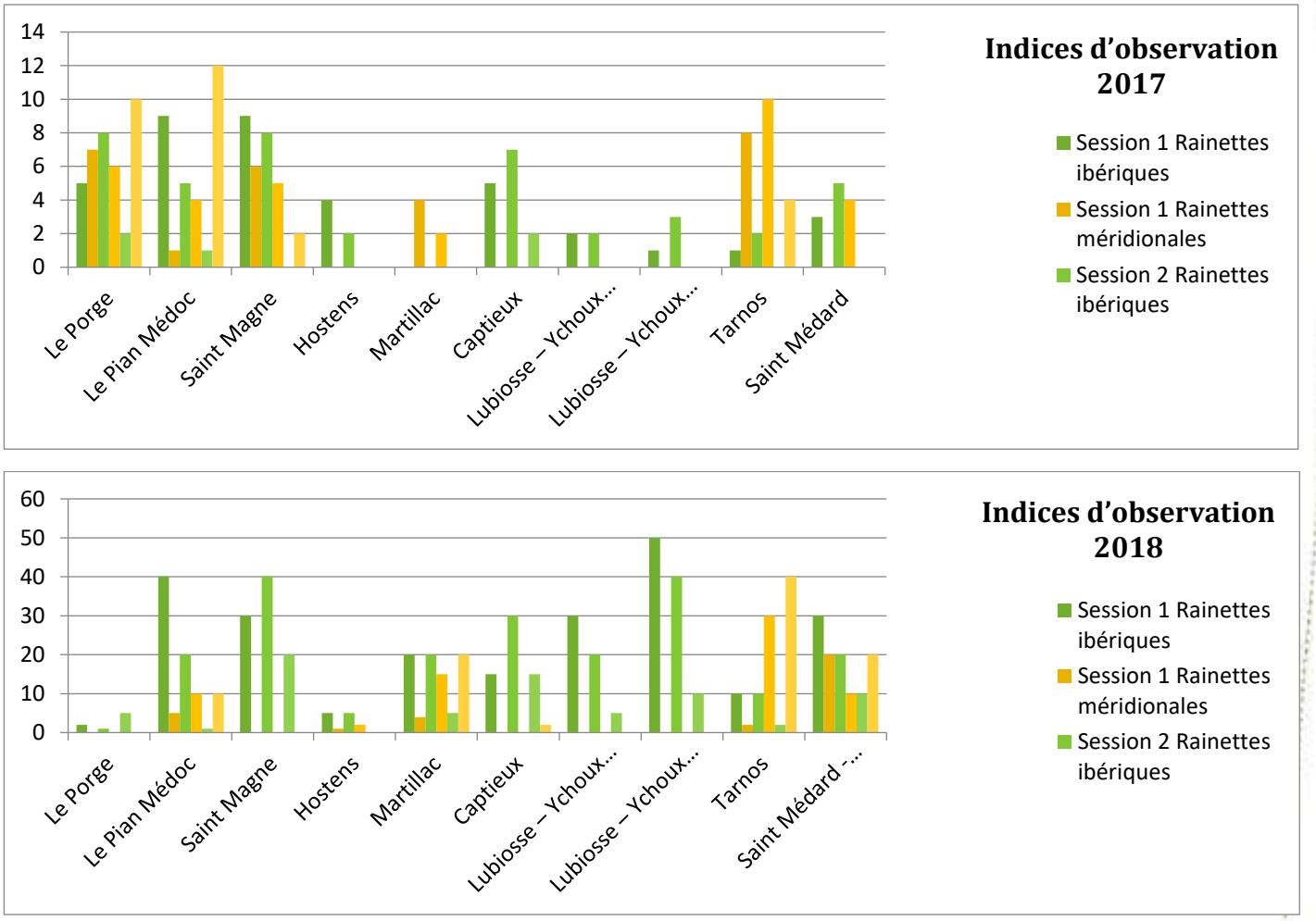


Fig. 310. Indices d'observations par site sur les 2 années de suivis et par session de comptage (3 passages par an)

En comparant les indices d'observation (io) des sites en 2017 et en 2018 (Fig. 311), il est intéressant de regarder la progression interannuelle qui nous amène à chercher les évènements ou modification qui justifieraient notamment une progression négative sur un site (progression négative = diminution des observations ; Fig. 312).

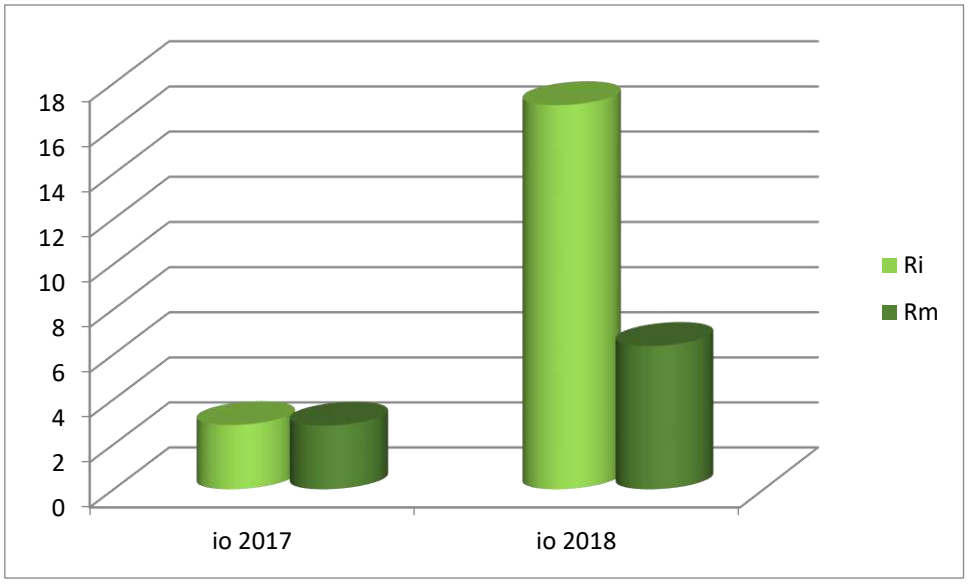


Fig. 311. Indices d'observations moyens Rainette ibérique (vert) et Rainette méridionale (orange) sur 2017 et 2018

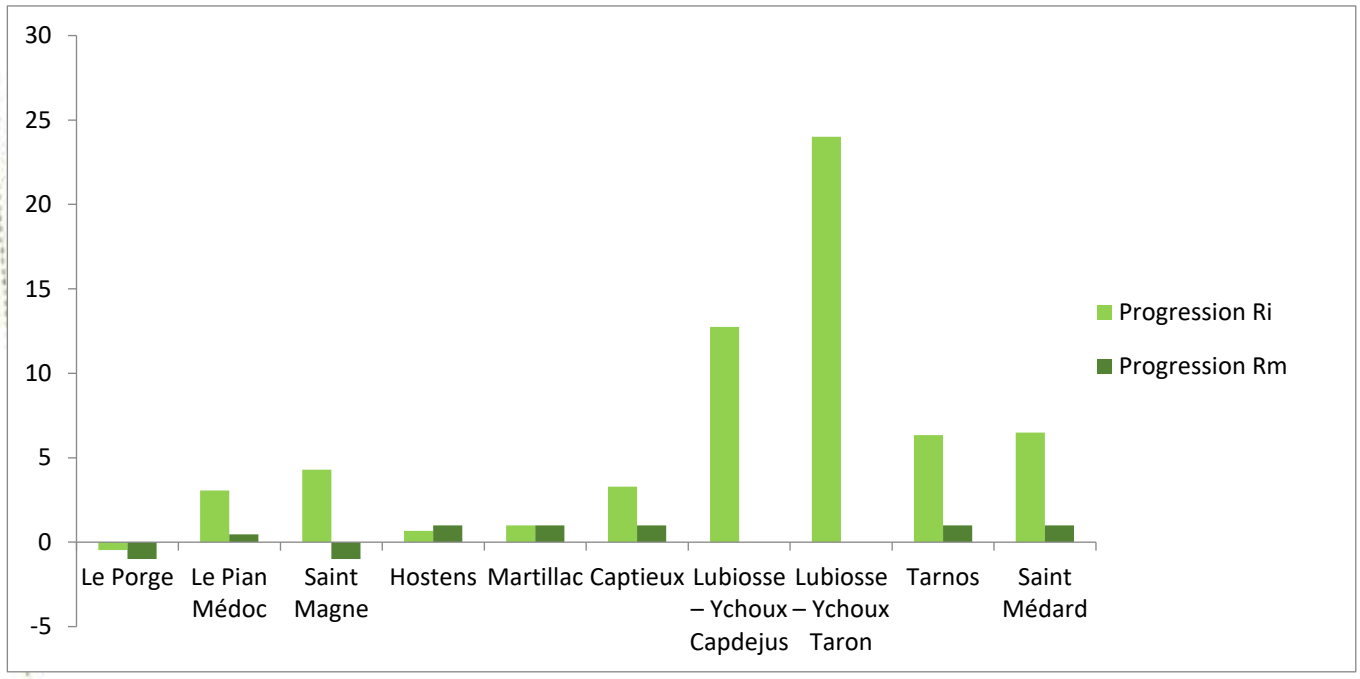


Fig. 312. Progression interannuelle des indices d'observations sur l'ensemble des sites suivis entre 2017 et 2018 pour Rainette ibérique (vert) et Rainette méridionale (orange)

6.9.3 Discussion

La représentation cartographique des indices d'observation de 2017 et 2018 permet de voir que certains secteurs comme Saint-Magne et Le Pian-Médoc en Gironde concentrent le plus grand nombre d'observations annuelles et que cela est récurrent pour l'heure sur les différentes années de suivis.

De manière plus globale, l'ensemble des sites connait une plus forte proportion d'observation de la Rainette ibérique que de la Rainette méridionale en 2018. Ne pouvant s'agir d'apparition spontanée ou uniquement d'un boom de reproduction en 2018, cela signifie que ces populations étaient déjà présentes en 2017 sur ces secteurs mais qu'elles sont passées inaperçues ou en abondance moindre. En s'affranchissant d'un effet observateur interannuel (suivi protocolé), cela sous-entend que 2017 avait été une année particulière au niveau climatique. L'étude des optimums thermiques des différentes Rainettes (Centre d'étude biologique du CNRS de Chizé) (cf. §2.2 Sensibilité climatique des espèces animales) pourra justement abonder ou non dans ce sens. La mise en parallèle de ces résultats et des courbes de température et de pluviométrie seront également intéressants à étudier ces prochaines années.

L'indice d'observation moyen annuel sur l'intégralité des sites suivis est en forte augmentation pour la Rainette ibérique en 2018, et en légère augmentation pour la Rainette méridionale. Les préférences thermiques et hydriques de ces 2 espèces semblant être différentes (plus humide et fraiche pour la Rainette ibérique), l'année 2018 correspondrait à une année avec des conditions abiotiques plus optimales à l'activité des Rainettes ibériques, et a contrario, 2017 serait une année défavorable à l'activité de la Rainette ibérique.

Cette augmentation des observations de Rainette ibérique indique que 2018 a été une année plus propice aux observations de cette espèce. Il conviendra donc de chercher dans les conditions climatiques saisonnières une potentielle raison pour de tels résultats. L'exploitation des données météorologiques et hygrométriques des stations météorologiques par placette apporteront également sur les années à venir une explication aux tendances évolutives interannuelles.

L'analyse des indices d'observations par site et par session de comptage apporte en plus une notion de phénologie et de préférences abiotiques propre à chacune des espèces. Le pattern 2018 est d'autant plus caractéristique qu'en 2017. Il est ainsi possible de voir en 2018 que le nombre d'observations de Rainette ibérique diminue progressivement entre la première session de comptage en mars et la dernière session en mai, et ce sur l'ensemble des sites suivis. A l'inverse la Rainette méridionale s'observe sur les placettes de suivis progressivement au cours de la saison (plus d'observations à l'entrée de l'été qu'en début de saison). Cela confirme que les conditions bioclimatiques évoluent au cours de la saison (hausse température, perte hydrique du milieu, augmentation de l'ensoleillement, etc.) et que cela bénéficie à l'une ou l'autre des espèces.

Malgré cela, un nouveau constat s'opère entre 2017 et 2018 : l'observation de Rainette méridionale s'effectue de plus en plus tôt dans la saison. Ce qui induit une concomitance d'activité des 2 rainettes (chant, reproduction, ponte, développement larvaire de plus en plus en simultanée pour les 2 espèces). Alors que biologiquement, ces 2 espèces ont habituellement des rythmes d'activité en décalage dans la saison printanière, ce qui évite naturellement la compétition interspécifique (BERRONEAU, 2014a). Il sera intéressant de voir les prochaines années de suivi si ce constat se confirme, ce qui serait un impact important du changement climatique sur le développement d'une espèce pionnière par rapport à une autre espèce moins spécialisée.

Deux années de suivis ne suffisent évidemment pas à vérifier cette hypothèse. Seul le suivi à long terme et répété apportera des tendances fiables sur l'évolution des populations de landes humides.

Les perspectives de traitements de données sont multiples. Il conviendra de comparer les données climatiques, les données « habitat » relevées également annuellement par placette, et les indices d'abondance annuels pour tester la corrélation de ces différents facteurs avec la variation de la situation du Lézard vivipare en plaine, comparativement aux populations du Limousin.

Comme cité précédemment, un projet est en cours avec le Centre d'étude biologique de Chizé pour mettre en lien les changements climatiques et les réponses des populations de Rainette ibérique via l'équipement des sites de micro-sondes au niveau du sol et des micro-habitats inféodés à cette espèce ainsi que l'étude en laboratoire des pertes hydriques et optimum thermique des différentes rainettes (cf. §2.2 Sensibilité climatique des espèces animales). L'approche par modélisation apportera également des informations sur les tendances évolutives de ces populations.

6.10 Communautés végétales des rives d'étangs arrière-littoraux

Auteur : Kévin Romeyer, Contributeur : Grégory Caze

A l'instar des lagunes du plateau landais, les rives des grands lacs arrière-littoraux des Landes et de Gironde hébergent des communautés de gazons amphibies d'intérêt. Une des spécificités de ces rives en pente douce, surtout à l'est, est la présence de gazons subaquatiques à *Lobelia dortmanna* et *Isoetes boryana*, espèces protégées et typiques de ces systèmes. Dans les secteurs soumis au marnage, ce sont des surfaces importantes qui sont occupées par ces 2 types de gazons. Toutefois, les pressions et menaces exercées sur les rives sont importantes et diverses (eutrophisation, érosion, variabilité de l'alimentation en eau, développement d'espèces exotiques, pollution…). Ceci est à l'origine d'une forte régression et fragmentation des végétations d'intérêt au profit de groupements basaux paucispécifiques voire de remplacements de communautés végétales (LE FOULER, 2012). Avec le climat régional tendant notamment vers des étés plus chauds, plus longs et plus secs, associés à une forte variabilité interannuelle des précipitations (LE TREUT, 2018), ces espèces et végétations typiques pourraient ne plus trouver les conditions adéquates à leur développement.

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales des rives d'étangs, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) ; 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique) et 3- leur surface respective (largeur de chaque ceinture).

L'année 2018 était dédiée à la mise en place des dispositifs et à une première lecture sur les sites sélectionnés. Le travail effectué permet de définir un état de référence sur ces sites et de préciser quelques éléments de protocole.

6.10.1 Complément au matériel et méthodes

• Sélection des sites

Les sites de suivi sélectionnés pour la mise en place des dispositifs sont placés dans des secteurs de rives comportant des végétations de gazons amphibies de l'*Elodo – Sparganion* et de gazons subaquatiques à Lobelie et Isoëte du *Lobelio dortmannae – Isoetion* W. Pietsch 1965 bien exprimées.

Ces secteurs ont été choisis par complémentarité géographique avec le réseau de suivis préexistants sur les rives des étangs comptant déjà 24 transects (LE FOULER, 2012).

La plupart des étangs landais (étangs de Soustons, Léon, Aureilhan, Biscarrosse-Parentis et étang Blanc) n'hébergeant que des communautés de gazons amphibies et subaquatiques fragmentaires et mal exprimées, et déjà suivies par ailleurs, aucun dispositif « Sentinelles du climat » n'a été mis en place sur leurs rives.

• Description des sites choisis

Les étangs échantillonnés sont ceux de Lacanau, Hourtin-Carcans et Cazaux-Sanguinet, correspondant aux systèmes les plus typiques et préservés par rapport à ces végétations (CAILLAUD *et al.*, à paraître ; LE FOULER, 2012). Au total, 7 suivis ont été effectués sur les rives de ces étangs (Fig. 313).

6 d'entre eux sont situés en rives est, présentant une pente douce sur une grande surface plus favorable au développement des végétations ciblées, et 1 se trouve en rive ouest.

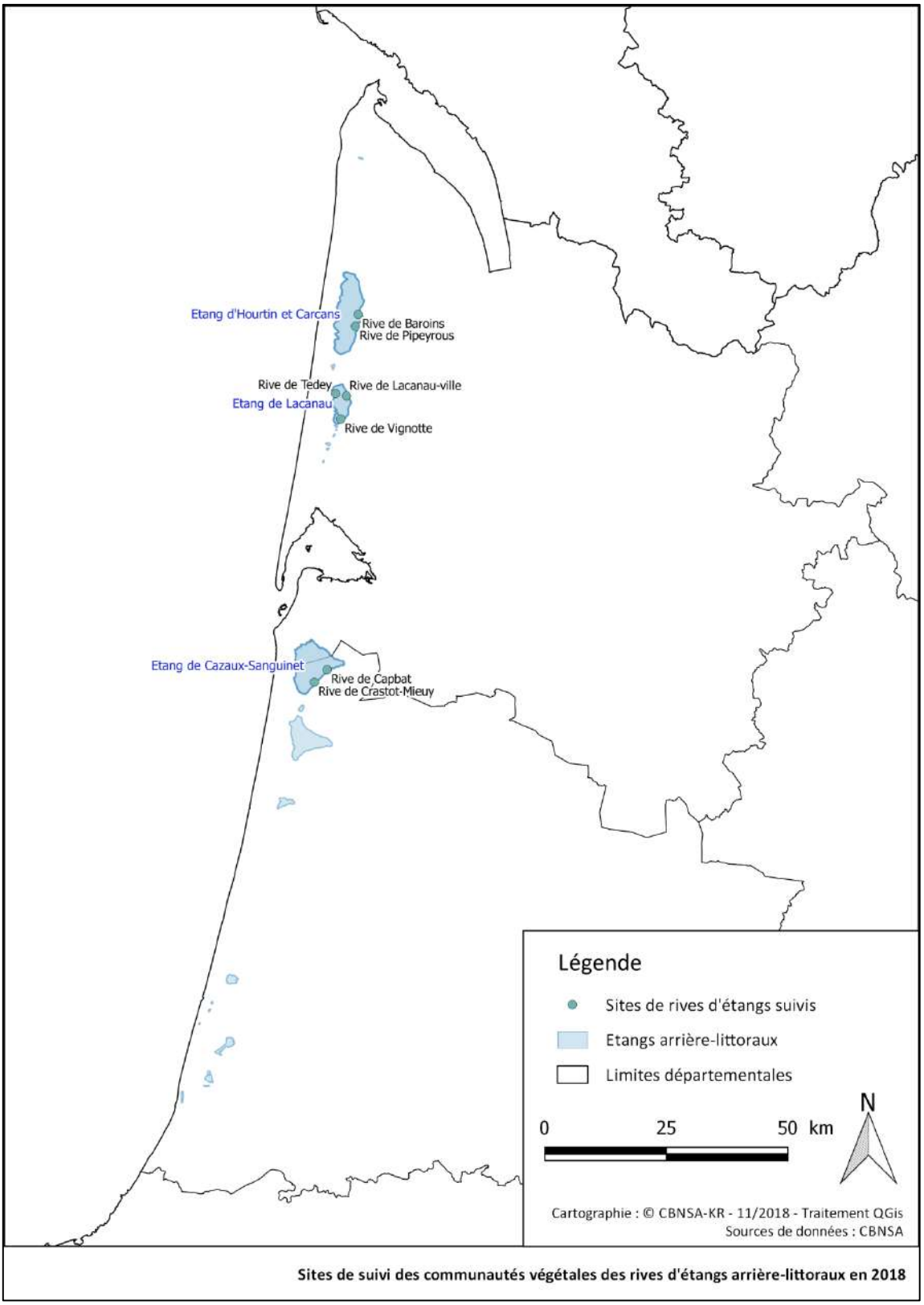


Fig. 313. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi des communautés végétales des rives d'étangs.

Les caractéristiques de chaque secteur de rive suivi (commune, superficie, statut, propriétaire, structures de suivi…) sont détaillées dans le tableau ci-dessous (Tab. CXI).

Tab. CXI. Caractéristiques des sites de suivis mis en place en 2018.

Dép.	Commune	Nom du site	Superficie (m2)	Statut	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
33	Hourtin	Rive de Baroins	45995	Public	SIAEBVELG	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
40	Sanguinet	Rive de Capbat	13508	Public	ACGELB Sanguinet	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
40	Biscarrosse	Rive de Crastot Mieuy	21713.00000	Public	CDC Grands Lacs	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
33	Lacanau	Rive de Lacanau-ville	?	Public	SIAEBVELG	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
33	Carcans	Rive de Pipeyrous	56089	Public	SIAEBVELG	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
33	Lacanau	Rive de Vignotte	126548	Public	SIAEBVELG	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
33	Lacanau	Rive du Tedey	15507	Public	SIAEBVELG	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le suivi des végétations rivulaires des étangs s'opère à travers un système de transects suivant la topographie en partant de la limite entre les niveaux régulièrement exondés, correspondant généralement aux végétations de fourré, de lande ou de prairie et bas-marais à Molinie, et les niveaux soumis à une inondation périodique. Les transects sont dirigés dans le sens de la pente vers le centre de la pièce d'eau (MALLARD, 2017b ; LE FOULER, 2012).

Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme et afin d'assurer la relocalisation précise, le transect est délimité par des repères fixes mis en place (ex : piquets en bois imputrescible). Le géoréférencement du transect est déterminé sur le terrain par les coordonnées GPS de ses repères fixes. Dans le cas où le transect s'avère plus long que la distance entre les repères fixes, celui-ci est prolongé au moyen de repères temporaires (piquets en bois), également géoréférencés. Le temps de la lecture, le transect est matérialisé par un décamètre tendu entre les repères, au ras du sol ou de la lame d'eau.

Les caractéristiques de chaque transect mis en place sur les rives sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tab. CXII). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, le type de dispositifs, leur longueur respective avec le nombre de quadrats de fréquence utilisés et leurs coordonnées GPS au format WGS 84. Les cartes de localisation se trouvent en annexes (Annexe 16).

Tab. CXII. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis mis en place en 2018.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Nombre de quadrats	Longueur (en m)	Latitude	Longitude
33	Rive de Baroins	20180731-ECA04T	Transect (repère sup)	7	88	[redacted]	[redacted]
33	Rive de Baroins	20180731-ECA04T	Transect (repère inf)			[redacted]	[redacted]
33	Rive de Baroins	20180731-ECA04T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
33	Rive de Baroins	20180731-ECA04T	Transect (départ)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Capbat	20180905-ESA07T	Transect (arrivée)	7	60	[redacted]	[redacted]
40	Rive de Capbat	20180905-ESA07T	Transect (inter)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Capbat	20180905-ESA07T	Transect (départ)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Crastot Mieuy	ESA6	Transect (inter inf)	5	82	[redacted]	[redacted]
40	Rive de Crastot Mieuy	ESA6	Transect (départ)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Crastot Mieuy	ESA6	Transect (inter sup)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Crastot Mieuy	ESA6	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
33	Rive de Lacanau-ville	20180823-ELA07T	Transect (inter)	8	56	[redacted]	[redacted]
40	Rive de Lacanau-ville	20180823-ELA07T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Lacanau-ville	20180823-ELA07T	Transect (départ)			[redacted]	[redacted]
33	Rive de Pipeyrous	20180821-ECA05T	Transect (inter)	7	88	[redacted]	[redacted]
33	Rive de Pipeyrous	20180821-ECA05T	Transect (départ)			[redacted]	[redacted]
33	Rive de Pipeyrous	20180821-ECA05T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
33	Rive de Tedey	20180828-ELA08T	Transect (départ)	3	12	[redacted]	[redacted]
33	Rive de Tedey	20180828-ELA08T	Transect (inter)			[redacted]	[redacted]
33	Rive de Tedey	20180828-ELA08T	Transect (arrivée)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Vignotte	ELA6	Transect (arrivée)	8	174	[redacted]	[redacted]
40	Rive de Vignotte	ELA6	Transect (départ)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Vignotte	ELA6	Transect (inter sup)			[redacted]	[redacted]
40	Rive de Vignotte	ELA6	Transect (inter inf)			[redacted]	[redacted]

Protocole de réalisation des photos des points d'échantillonnage

Afin de relocaliser facilement les dispositifs de suivis et de garder une trace visuelle du contexte de chaque lecture, des prises de vue sont effectuées systématiquement, selon les dispositifs, de la façon suivante :

- Pour chaque repère fixe : 1 photo en portrait du repère dans l'axe du transect (matérialisé par une corde ou décamètre) en direction de l'étang + 1 photo en portrait du repère dans l'axe du transect dos à l'étang.
- Pour chaque transect : 4 photos en paysage présentant une vue générale de la partie supérieure (exondée) prises depuis les 2 côtés du transect (matérialisé par une corde ou décamètre) en direction de l'étang et dos à celui-ci.

- Pour chaque quadrat de fréquence : 4 photos en paysage prises depuis les 4 côtés du quadrat (matérialisé par 4 piquets temporaires aux coins).

• Méthode de relevés et détermination des espèces

Le suivi des végétations le long du transect s'effectue, d'une part, au moyen de quadrats de fréquence de 4 mètres de côté disposés si possible à intervalle régulier (MALLARD, 2017b). Les espèces sont notées en présence/absence au sein de 5 quadrats élémentaires de 1 mètre de côté dans le but d'obtenir une fréquence d'espèces par quadrat. Un inventaire complémentaire est réalisé à l'échelle du quadrat de fréquence pour recenser les taxons rares (non détectés dans les quadrats élémentaires). D'autre part, les limites de chaque communauté végétale sont définies en mesurant leur distance respective par rapport au repère fixe supérieur. Dans le cas de chevauchement ou de mosaïque entre communautés, nous notons la distance de début et de fin comme s'il s'agissait d'une communauté à part entière.

Enfin, un diagnostic des perturbations et menaces (hydrauliques, trophiques, physiques, envahissement par hélophytes compétitives) sur le site est opéré.

Le champ taxonomique concerne les spermatophytes, ptéridophytes et les bryophytes sont abordés uniquement au niveau des sphaignes ; le référentiel suivi est la version la plus récente de TaxRef (GARGOMINY *et al.*, 2018). Concernant les végétations, leur détermination se base sur le référentiel syntaxonomique du CBNSA (LAFON *et al.*, 2018).

Le matériel nécessaire pour la mise en place du suivi et sa lecture est présenté dans le Tome IV (MALLARD, 2017b).

• Nombre et délai entre campagnes de relevés

Un unique passage par année de suivi est réalisé entre fin juillet et mi-septembre correspondant à l'optimum phénologique des espèces et végétations amphibies (LE FOULER, 2012). Les aléas climatiques extrêmes (forte sécheresse, canicule…) répétés plusieurs années de suite ainsi que les variations interannuelles de précipitations devraient impacter les capacités de maintien des végétations à moyen terme. Toutefois, leur présence et leur agencement résultent d'un blocage dynamique dû à la période d'immersion prolongée ; par définition, elles sont donc peu dynamiques en absence de perturbations d'origine anthropique directes (marnage important, eutrophisation). Le nombre de campagnes est ainsi fixé à 2 au minimum dans le cadre du programme avec un délai de 3 ans, soit en 2018 et 2021 (Tab. CXIII). En fonction des premières analyses et retours d'expérience, ce délai pourra être ajusté.

Tab. CXIII. Dates des suivis 2018 de communautés végétales des rives d'étangs.

Nom du site	Date passage 1	Date passage 2	Observateur(s)
Rive de Baroins	31/07/2018	2021	Marie Caillaud, Kévin Romeyer (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG)
Rive de Capbat	05/09/2018	2021	Kévin Romeyer (CBNSA), Claire Betbeder (CDC Grands Lacs)
Rive de Crastot Mieuy	07/08/2018	2021	Marie Caillaud, Kévin Romeyer (CBNSA), Claire Betbeder (CDC Grands Lacs)
Rive de Lacanau-ville	23/08/2018	2021	Kévin Romeyer (CBNSA), Frank Quenault (SIAEBVELG)
Rive de Pipeyrous	21/08/2018	2021	Kévin Romeyer (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG)
Rive de Vignotte	27/07/2018	2021	Marie Caillaud, Kévin Romeyer (CBNSA)
Rive du Tedey	28/08/2018	2021	Kévin Romeyer (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG)

- **Fiche de relevés**

La fiche de relevé élaborée pour les suivis des végétations des rives d'étangs est présentée en annexe (Annexe 17). Elle reprend l'ensemble des éléments à noter concernant :

- Les métadonnées du suivi (observateurs, date de lecture, longueur du transect…) ;
- La géolocalisation du transect (coordonnées GPS, position des repères…) ;
- Les pressions et menaces diagnostiquées sur le site (fréquentation, érosion des berges, eutrophisation, espèces exotiques…) ;
- Les communautés végétales recensées le long du transect et leur distance par rapport au repère supérieur ;
- Les caractéristiques des quadrats de fréquence et les taxons présents dans chacun d'eux.

6.10.2 Résultats exploratoires

- **Etat de référence des sites**

L'année 2018 étant la première année de suivi pour les communautés végétales rivulaires des étangs, l'objectif ici est d'établir un état de référence synthétique par site. Les résultats de chaque transect sont présentés à travers des tableaux de synthèse, accompagnés d'éléments descriptifs brefs sur la flore et les végétations recensées.

Les tableaux de synthèse reprennent uniquement la fréquence de chaque taxon par quadrat de fréquence de 4 mètres de côté et les éléments relatifs aux sous-quadrats élémentaires de 1 mètre de côté ne sont pas précisés ici. La liste floristique établie sur chaque zone suivie est présentée en annexe (Annexe 18). Les résultats bruts des transects seront détaillés dans un futur rapport.

Rive des Baroins (Hourtin, 33)

La zone de suivi se trouve dans une grande anse soumise à une relative accrétion des sables, créant des buttes. Cela a conduit à une deconnection partielle du marnage et au développement de roselières et bas-marais dans les parties les plus à l'est de l'anse. Toute la surface soumise au marnage est dominée par des gazons amphibies de l'*Elodo-Sparganion* et du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimés.

Au total 29 taxons ont été recensés le long du transect de 88 mètres de longueur (Tab. CXIV).

Tab. CXIV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Rive des Baroins).

Code quadrat	ECA4-1-2018	ECA4-2-2018	ECA4-3-2018	ECA4-4-2018	ECA4-5-2018	ECA4-6-2018	ECA4-7-2018	
Code transect	ECA4	ECA4	ECA4	ECA4	ECA4	ECA4	ECA4	
Etang	Carcans-Hourtin	Carcans-Hourtin	Carcans-Hourtin	Carcans-Hourtin	Carcans-Hourtin	Carcans-Hourtin	Carcans-Hourtin	
Commune	Hourtin	Hourtin	Hourtin	Hourtin	Hourtin	Hourtin	Hourtin	
Lieu-dit	Barouins	Barouins	Barouins	Barouins	Barouins	Barouins	Barouins	
Numéro de placette	1	2	3	4	5	6	7	
Distance au piquet fixe supérieur	0-4	10-14	22-26	33-37	52-56	66-70	77-81	
Observateur(s)	Marie Caillaud (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG), Kevin Romeyer (CBNSA), Eva Aubry (stagiaire SIAEBVELG)	Marie Caillaud (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG), Kevin Romeyer (CBNSA), Eva Aubry (stagiaire SIAEBVELG)	Marie Caillaud (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG), Kevin Romeyer (CBNSA), Eva Aubry (stagiaire SIAEBVELG)	Marie Caillaud (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG), Kevin Romeyer (CBNSA), Eva Aubry (stagiaire SIAEBVELG)	Marie Caillaud (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG), Kevin Romeyer (CBNSA), Eva Aubry (stagiaire SIAEBVELG)	Marie Caillaud (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG), Kevin Romeyer (CBNSA), Eva Aubry (stagiaire SIAEBVELG)	Marie Caillaud (CBNSA), Charlotte Dubreuil (SIAEBVELG), Kevin Romeyer (CBNSA), Eva Aubry (stagiaire SIAEBVELG)	
Date	31/07/2018	31/07/2018	31/07/2018	31/07/2018	31/07/2018	31/07/2018	31/07/2018	
Nature du sol	Paratourbeux	Sables + Léger dépôt organique	Sables + Dépôt organique	Sables + Dépôt organique	Sables + Dépôt organique	Sables + Dépôt organique	Sables + Dépôt organique	
Conditions stationnelles	Bas-marais	Butte d'accrétion	Eau libre	Eau libre	Eau libre	Eau libre	Eau libre	
Taxons	Fréquence / quadrat							FQ / transect
Molinia caerulea	1	1	1	1	1	1	0,6	0,94
Eleocharis multicaulis	0,2	0,8	1	1	1	1	1	0,86
Characeae sp.	0	1	0,8	0,8	1	1	1	0,80
Juncus bulbosus	0,2	1	0,8	0,4	1	1	0,6	0,71
Caropsis verticillato-inundata	0	1	0,4	0,8	0,6	0,4	0,8	0,57
Exaculum pusillum	0	0,2	0,8	0,6	1	0,4	0,4	0,49
Littorella uniflora	0	0	0,2	1	0,6	0,2	0,6	0,37
Rhynchospora cf. fusca	1	0,2	0,8	0	0	0	0	0,29
Lobelia dortmanna	0	0	0	0	0,8	0,4	0,2	0,20
Schoenus nigricans	0,2	1	0,2	0	0	0	0	0,20
Hydrocotyle vulgaris	0,2	1	0	0	0	0	0	0,17
Schoenoplectus pungens	0	0	1	0	0,2	0	0	0,17
Cirsium dissectum	0	1	0	0	0	0	0	0,14
Drosera intermedia	0,2	0,8	0	0	0	0	0	0,14
Erica tetralix	0	1	0	0	0	0	0	0,14
Lycopus europaeus	0	1	0	0	0	0	0	0,14
Lysimachia tenella	0,2	0,6	0,2	0	0	0	0	0,14
Cf. Scutellaria minor	0	1	0	0	0	0	0	0,14
Lobelia urens	0	0,8	0	0	0	0	0	0,11
Lysimachia vulgaris	0,6	0	0	0	0	0	0	0,09
Mentha aquatica	0,4	0,2	0	0	0	0	0	0,09
Salix repens	0	0,6	0	0	0	0	0	0,09
Agrostis canina	0	0,4	0	0	0	0	0	0,06
Bidens frondosa	0	0,4	0	0	0	0	0	0,06
Baldellia repens	0	0,2	0	0	0	0	0	0,03
Frangula alnus	0	0,2	0	0	0	0	0	0,03
Juncus heterophyllus	0	0,2	0	0	0	0	0	0,03
Phragmites australis	0	0	0,2	0	0	0	0	0,03
Radiola linoides	0	0,2	0	0	0	0	0	0,03

Les communautés végétales identifiées le long du transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 5 mètres : végétation de gouilles tourbeuses du *Rhynchosporion albae* dominée par *Rhynchospora fusca* ;
- De 5 à 12,6 mètres : communauté de bas-marais acidicline paratourbeux de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis* sur butte d'accrétion ;
- De 12,6 à 19 mètres : Mosaïque entre végétations de bas-marais sur les niveaux topographiques légèrement surélevés et de gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion* dans les dépressions ;

- De 19 à 32 mètres : communauté fragmentaire de gazon des *Eleocharitetalia multicaulis* B. Foucault 2010, superposée à une scirpaie clairsemée à *Schoenoplectus pungens* ;
- De 32 à 88 mètres : communauté de gazon subaquatique à Lobélie du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimé mais peu dense.

Rive de Capbat (Sanguinet, 40)

La zone de suivi se trouve sur des rives sableuses assez étendues en pente douce à plaques d'alios affleurantes. Les parties est sont occupées par une végétation de bas-marais et prairies paratourbeuses pâturées avec quelques cuvettes dominées par des roselières. Quelques buttes sont créées par accrétion, surpâturage ou érosion locale. Toute la surface soumise au marnage est dominée par des gazons amphibies de l'*Elodo-Sparganion* et du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimés.

Au total 36 taxons ont été recensés le long du transcet de 60 mètres de longueur (Tab. CXV).

Les communautés végétales identifiées sur ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 13 mètres : Mosaïque entre végétations de prairie paratourbeuse du *Juncion acutiflori* sur les niveaux topographiques légèrement surélevés et de gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion* dans les dépressions ;
- De 13 à 20 mètres : communauté bien exprimée de gazon amphibie de gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion*, superposée à une communauté fragmentaire d'herbiers enracinés submergés des *Potametea* Klika in Klika & V.Novák 1941 à partir de 18 mètres ;
- De 20 à 60 mètres : communauté de gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimé avec quelques patchs assez denses, superposée à une communauté d'herbiers enracinés submergés à *Myriophyllum alterniflorum* et *Potamogeton gramineus* devenant de plus en plus fragmentaire vers les bas-niveaux.

Tab. CXV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Rive de Capbat).

Code transect	ESA7	ESA7	ESA7	ESA7	ESA7	ESA7	ESA7	
Etang	Cazaux - Sanguinet	Cazaux - Sanguinet	Cazaux - Sanguinet	Cazaux - Sanguinet	Cazaux - Sanguinet	Cazaux - Sanguinet	Cazaux - Sanguinet	
Commune	Sanguinet	Sanguinet	Sanguinet	Sanguinet	Sanguinet	Sanguinet	Sanguinet	
Lieu-dit	Capbat	Capbat	Capbat	Capbat	Capbat	Capbat	Capbat	
Observateur(s)	Kevin ROMEYER - Claire BETBEDER	Kevin ROMEYER - Claire BETBEDER	Kevin ROMEYER - Claire BETBEDER	Kevin ROMEYER - Claire BETBEDER	Kevin ROMEYER - Claire BETBEDER	Kevin ROMEYER - Claire BETBEDER	Kevin ROMEYER - Claire BETBEDER	
Date	05/09/2018	05/09/2018	05/09/2018	05/09/2018	05/09/2018	05/09/2018	05/09/2018	
Code quadrat	**ESA7-1-2018**	**ESA7-2-2018**	**ESA7-3-2018**	**ESA7-4-2018**	**ESA7-5-2018**	**ESA7-6-2018**	**ESA7-7-2018**	
Numéro de placette	1	2	3	4	5	6	7	
Distance au piquet fixe supérieur	0 - 4 m	8 - 12 m	16 - 20 m	24 - 28 m	32 - 36 m	44 - 48 m	52 - 56 m	
Nature du sol	Sableux + Matière organique	Sableux + Matière organique	Sableux + Matière organique	Sableux + alios	Sableux + alios	Sableux + alios	Sableux + alios	
Conditions stationnelles	Prairie pâturée	Paturage	Exondé récemment	eau libre	eau libre	eau libre	eau libre	
Taxons	**Fréquence / quadrat**							**FQ / transect**
Agrostis canina	100	100	40	0	0	0	0	34,29
Baldellia repens	60	40	100	40	60	40	0	48,57
Carex demissa	80	100	20	0	0	0	0	28,57
Caropsis verticillato-inundata	0	0	20	0	0	0	0	2,86
Cerastium fontanum	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Characeae sp.	0	0	60	100	100	100	60	60,00
Cynodon dactylon	60	0	0	0	0	0	0	8,57
Elatine hexandra	0	40	100	80	0	1	0	32,43
Eleocharis multicaulis	80	100	100	0	0	0	0	40,00
Exaculum pusillum	20	60	20	0	0	0	0	14,29
Hydrocotyle vulgaris	80	80	1	0	0	0	0	23,86
Hypericum elodes	40	20	0	0	0	0	0	8,57
Iris pseudacorus	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Isoetes boryana	0	0	0	20	0	1	0	3,86
Isolepsis fluitans	20	60	20	0	0	0	0	14,29
Juncus acutiflorus	80	20	0	0	0	0	0	14,29
Juncus bulbosus	100	100	100	80	0	0	0	54,29
Leontodon saxatilis	40	20	0	0	0	0	0	8,57
Littorella uniflora	80	100	100	60	100	60	80	82,86
Lobelia dortmanna	0	0	0	20	40	20	60	20,00
Ludwigia grandiflora	20	20	20	0	0	0	0	8,57
Lycopus europaeus	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Lysimachia tenella	100	60	0	0	0	0	0	22,86
Lysimachia vulgaris	80	0	0	0	0	0	0	11,43
Mentha aquatica	80	80	0	0	0	0	0	22,86
Molinia caerulea	60	40	0	0	0	0	0	14,29
Myrica gale	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Myriophyllum alterniflorum	0	40	80	80	40	40	40	45,71
Phragmites australis	0	40	20	0	0	0	0	8,57
Potamogeton gramineus	0	0	20	40	0	0	0	8,57
Potamogeton cf. polygonifolius	0	20	0	0	0	0	0	2,86
Prunella vulgaris	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Ranunculus flammula	100	80	100	0	0	0	0	40,00
Schoenoplectus pungens	20	100	80	0	0	0	0	28,57
Scutellaria minor	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Trifolium sp.	20	0	0	0	0	0	0	2,86

Rive de Crastot Mieuy (Biscarrosse, 40)

La zone de suivi se trouve dans une petite anse à dépôts vaseux importants liés au développement de la roselière. Quelques buttes sont créées par accrétion et laissent émerger une végétation de bas-marais. Toute la surface à substrat nettement sableux et soumise au marnage est dominée par des gazons subaquatiques du *Lobelio dortmannae – Isoetion* plus ou moins bien exprimés.

Au total 22 taxons ont été recensés le long du transcet de 82 mètres de longueur (Tab. CXVI).

Les communautés végétales identifiées sur ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 3 mètres : roselière dense à *Phragmites australis* ;
- De 3 à 9 mètres : roselière pionnière et clairsemée à *Phragmites australis* et *Schoenoplectus pungens* (cf. *Scirpetum pungentis* Vanden Berghen 1969 nom. illeg. (art. 31)) ;
- De 9 à 27 mètres : zone à dépôts organiques importants, exempte de végétation ;
- De 27 à 40,6 mètres : roselière pionnière et clairsemée ;
- De 40,6 à 45 mètres : groupement de gazon amphibie fragmentaire de l'*Elodo – Sparganion*, superposé à une roselière pionnière et clairsemée ;
- De 45 à 64 mètres : communauté de gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimé et assez dense par patchs, en mosaïque avec roselière pionnière et clairsemée ; dépôts organiques importants ;
- De 64 à 85 mètres : roselière pionnière et plus ou moins clairsemée, superposée au gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle fragmentaire et peu dense.

Tab. CXVI. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Rive de Crastot Mieuy).

Code quadrat	ESA6-1-2018	ESA6-2-2018	ESA6-3-2018	ESA6-4-2018	ESA6-5-2018	
Code transect	ESA6	ESA6	ESA6	ESA6	ESA6	
Etang	Cazaux-Sanguinet	Cazaux-Sanguinet	Cazaux-Sanguinet	Cazaux-Sanguinet	Cazaux-Sanguinet	
Commune	Biscarrosse	Biscarrosse	Biscarrosse	Biscarrosse	Biscarrosse	
Lieu-dit	Crastot Dou Mieuy	Crastot Dou Mieuy	Crastot Dou Mieuy	Crastot Dou Mieuy	Crastot Dou Mieuy	
Numéro de placette	1	2	3	4	5	
Distance au piquet fixe supérieur	36-40	42-46	54-58	64-68	78-82	
Observateur(s)	Marie Caillaud (CBNSA), Claire Betbeder (CCGL), Kévin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Claire Betbeder (CCGL), Kévin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Claire Betbeder (CCGL), Kévin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Claire Betbeder (CCGL), Kévin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Claire Betbeder (CCGL), Kévin Romeyer (CBNSA)	
Date	07/08/2018	07/08/2018	07/08/2018	07/08/2018	07/08/2018	
Nature du sol	Sables + Dépôt organique	Sables + Dépôt organique	Sables + Dépôt organique	Sables + Dépôt organique	Sables	
Conditions stationnelles	Anse, eau libre	Anse, eau libre	Anse, eau libre	Anse, eau libre	Anse, eau libre	
Taxons	**Fréquence / quadrat**					**FQ / transect**
Juncus bulbosus	0,8	1	1	0,8	0,4	0,80
Phragmites australis	0,6	0,4	1	1	1	0,80
Schoenoplectus pungens	1	0,6	1	1	0,4	0,80
Eleocharis multicaulis	0,8	0,8	1	1	0	0,72
Littorella uniflora	0	0,8	1	0,8	0,6	0,64
Lobelia dortmanna	0	0	1	0,8	1	0,56
Characeae sp.	0,2	0	0,8	0,8	0,8	0,52
Exaculum pusillum	0	0,6	0,8	0	0	0,28
Hypericum elodes	0,4	0,8	0,2	0	0	0,28
Ranunculus flammula	0	1	0,2	0	0	0,24
Rhynchospora fusca	0	1	0,2	0	0	0,24
Lysimachia tenella	0,4	0,6	0	0	0	0,20
Mentha aquatica	0	0,8	0,2	0	0	0,20
Agrostis canina	0	0,6	0	0	0	0,12
Baldellia repens	0	0,2	0	0,4	0	0,12
Hydrocotyle vulgaris	0	0,6	0	0	0	0,12
Molinia caerulea	0	0,6	0	0	0	0,12
Carex sp.	0	0,4	0	0	0	0,08
Juncus acutiflorus	0	0,2	0	0	0	0,04
Ludwigia grandiflora	0,2	0	0	0	0	0,04
Lythrum salicaria	0	0,2	0	0	0	0,04
Scutellaria minor	0	0,2	0	0	0	0,04

Rive de Lacanau-ville (Lacanau, 33)

Le suivi se trouve en bordure d'une grande zone de bas-marais entretenue par gyrobroyage régulier. Les dépôts sableux semblent assez importants dans ce secteur et de nombreuses buttes sont créées par accrétion et laissent émerger une végétation de bas-marais. Toute la surface soumise au marnage est dominée par des gazons subaquatiques du *Lobelio dortmannae – Isoetion* relativement bien exprimés et parfois très dense.

Au total 39 taxons ont été recensés le long du transcet de 56 mètres de longueur (Tab. CXVII).

Les communautés végétales identifiées sur ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 3 mètres : végétation de bas-marais de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis* en mosaïque avec un groupement de gouilles tourbeuses à *Rhynchospora fusca* ;
- De 3 à 12 mètres : communauté fragmentaire de gazon subaquatique à Lobélie du *Lobelio dortmannae – Isoetion*, juxtaposée à une végétation de bas-marais sur des micro-buttes dans une zone à dépôts organiques importants ;
- De 12 à 14,5 mètres : communauté de gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimé et assez dense ;
- De 14,5 à 21,5 mètres : végétation de bas-marais de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis* en bas de butte d'accrétion ;
- De 21,5 à 30 mètres : communauté de gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimé et assez dense ;

- De 30 à 42 mètres : communauté fragmentaire et basale de gazon subaquatique peu dense ;
- De 42 à 56 mètres : communauté de gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimé et assez dense par patchs.

Tab. CXVII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Rive de Lacanau-ville).

Code transect	ELA7	ELA7	ELA7	ELA7	ELA7	ELA7	ELA7	ELA7	
Etang	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	
Commune	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	
Lieu-dit	Marais communale de Lacanau - ville	Marais communale de Lacanau - ville	Marais communale de Lacanau - ville	Marais communale de Lacanau - ville	Marais communale de Lacanau - ville	Marais communale de Lacanau - ville	Marais communale de Lacanau - ville	Marais communale de Lacanau - ville	
Observateur(s)	Kévin ROMEYER - Franck QUENAULT (SIAB VELG)	Kévin ROMEYER - Franck QUENAULT (SIAB VELG)	Kévin ROMEYER - Franck QUENAULT (SIAB VELG)	Kévin ROMEYER - Franck QUENAULT (SIAB VELG)	Kévin ROMEYER - Franck QUENAULT (SIAB VELG)	Kévin ROMEYER - Franck QUENAULT (SIAB VELG)	Kévin ROMEYER - Franck QUENAULT (SIAB VELG)	Kévin ROMEYER - Franck QUENAULT (SIAB VELG)	
Date	23/08/2018	23/08/2018	23/08/2018	23/08/2018	23/08/2018	23/08/2018	23/08/2018	23/08/2018	
Code quadrat	**ELA7-1-2018**	**ELA7-2-2018**	**ELA7-3-2018**	**ELA7-4-2018**	**ELA7-5-2018**	**ELA7-6-2018**	**ELA7-7-2018**	**ELA7-8-2018**	
Numéro de placette	1	2	3	4	5	6	7	8	
Distance au piquet fixe supérieur	0 - 4 m	4 - 8 m	12 - 16 m	20 - 24 m	28 - 32 m	36 - 40 m	44 - 48 m	52 - 56 m	
Nature du sol	Paratourbeux	Paratourbeux	Sablo - organique + vase	Sablo - organique	Sablo - organique	Sablo - organique	Sablo - organique	Sableux	
Conditions stationnelles	Engorgé	Engorgé	En eau	Eau libre + ilot exondé	Eau libre	Eau libre	Eau libre	Eau libre	
Taxons	**Fréquence / quadrat**								**FQ / transect**
Eleocharis multicaulis	60	100	100	100	100	100	100	100	95,00
Characeae sp.	1	0	60	80	100	100	100	100	68,50
Lobelia dortmanna	40	80	80	80	20	80	100	80	70,00
Littorella uniflora	40	80	80	80	20	0	60	80	55,00
Juncus bulbosus	40	40	60	100	20	60	80	1	51,00
Caropsis verticillato-inundata	0	80	80	80	20	0	40	80	47,50
Exaculum pusillum	40	60	60	80	0	1	100	0	43,50
Molinia caerulea	80	60	100	80	20	0	0	0	42,50
Schoenoplectus pungens	40	60	40	0	0	0	20	20	22,50
Hydrocotyle vulgaris	80	20	20	20	0	0	0	0	17,50
Rhynchospora fusca	80	20	20	20	0	0	0	0	17,50
Schoenus nigricans	80	20	20	20	0	0	0	0	17,50
Agrostis canina	40	20	20	20	0	0	0	0	12,50
Baldellia repens	20	40	20	0	0	1	0	0	11,00
Utricularia sp.	20	40	40	0	0	0	0	0	12,50
Cirsium dissectum	40	20	0	20	0	0	0	0	10,00
Drosera intermedia	40	20	0	20	0	0	0	0	10,00
Lysimachia tenella	40	20	0	20	0	0	0	0	10,00
Myriophyllum alterniflorum	0	0	20	20	0	0	20	20	10,00
Egeria densa	0	0	20	0	0	20	20	0	7,50
Hypericum elodes	60	0	0	0	0	0	0	0	7,50
Lagarosiphon major	0	0	0	0	0	20	40	0	7,50
Lobelia urens	20	20	0	20	0	0	0	0	7,50
Mentha aquatica	40	0	0	20	0	0	0	0	7,50
Potamogeton polygonifolius	20	0	40	0	0	0	0	0	7,50
Ranunculus flammula	40	0	1	0	0	0	0	0	6,00
Bidens frondosa	0	20	0	20	0	0	0	0	5,00
Elatine hexandra	0	0	0	0	0	1	20	0	3,50
Leontodon saxatilis	40	0	0	0	0	0	0	0	5,00
Rhynchospora alba	40	0	0	0	0	0	0	0	5,00
Betula sp. (plantule)	0	0	0	20	0	0	0		2,50
Cladium mariscus	1	0	0	0	0	0	0	0	1,00
Erica tetralix	20	0	0	0	0	0	0	0	2,50
Iris pseudacorus	0	0	0	1	0	0	0	0	1,00
Lycopus europaeus	0	0	0	20	0	0	0	0	2,50
Lysimachia vulgaris	20	0	0	0	0	0	0	0	2,50
Myrica gale	20	0	0	0	0	0	0	0	2,50
Salix atrocinerea	0	20	0	0	0	0	0	0	2,50
Scutellaria minor	0	0	0	20	0	0	0	0	2,50

Rive de Pipeyrous (Lacanau, 33)

Comme pour le site précédent, le suivi se trouve dans une zone à dépôts sableux assez importants avec de nombreuses buttes créées par accrétion laissant émerger une végétation de bas-marais. Les secteurs situés à l'arrière des cordons sableux et plus ou moins déconnectés du marnage sont dominés par un bas-marais tourbeux du *Rhynchosporion albae* avec quelques patchs de roselières. Toute la surface soumise au marnage est dominée par des gazons amphibies de l'*Elodo – Sparganion* sur les plus niveaux topographiques supérieurs et subaquatiques du *Lobelio dortmannae – Isoetion* relativement bien exprimés dans les niveaux longuement immergés.

Au total 31 taxons ont été recensés le long du transect de 72 mètres de longueur (Tab. CXVIII).

Les communautés végétales identifiées sur ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 1 mètre : végétation pionnière de bas-marais de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis* ;

- De 1 à 2,5 mètres : zone de transition entre la communauté de bas-marais et un groupement de gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion* ;
- De 2,5 à 6,5 mètres : communauté de gazon amphibie mal exprimé et peu dense ;
- De 6,5 à 40 mètres : communauté fragmentaire et basale de gazon subaquatique peu dense ;
- De 40 à 66 mètres : communauté de gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle du *Lobelio dortmannae – Isoetion* bien exprimé avec quelques patchs assez denses.
- De 66 à 72 mètres : Roselière clairsemée à Schoenoplectus pungens superposée à un gazon subaquatique basal.

Tab. CXVIII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Rive de Pipeyrous).

Code transect	ECA5	ECA5	ECA5	ECA5	ECA5	ECA5	ECA5	
Etang	Hourtin - Carcans	Hourtin - Carcans	Hourtin - Carcans	Hourtin - Carcans	Hourtin - Carcans	Hourtin - Carcans	Hourtin - Carcans	
Commune	Carcans	Carcans	Carcans	Carcans	Carcans	Carcans	Carcans	
Lieu-dit	Pipeyrous	Pipeyrous	Pipeyrous	Pipeyrous	Pipeyrous	Pipeyrous	Pipeyrous	
Observateur(s)	Kévin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL - Ludivine MARTIN	Kévin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL - Ludivine MARTIN	Kévin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL - Ludivine MARTIN	Kévin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL - Ludivine MARTIN	Kévin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL - Ludivine MARTIN	Kévin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL - Ludivine MARTIN	Kévin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL - Ludivine MARTIN	
Date	21/08/2018	21/08/2018	21/08/2018	21/08/2018	21/08/2018	21/08/2018	21/08/2018	
Code quadrat	**ECA5-1-2018**	**ECA5-2-2018**	**ECA5-3-2018**	**ECA5-4-2018**	**ECA5-5-2018**	**ECA5-6-2018**	**ECA5-7-2018**	
Numéro de placette	1	2	3	4	5	6	7	
Distance au piquet fixe supérieur	0 - 4 m	4 - 8 m	18 - 22 m	40 - 44 m	50 - 54 m	60 - 84 m	68 - 72 m	
Nature du sol	Sables	Sables	Sables	Sables	Sables	Sables	Sables	
Conditions stationnelles	Rive exondée	Rive inondée	Eau libre	Eau libre	Rive inondée	Eau libre	Eau libre	
Taxons	**Fréquence / quadrat**							**FQ / transect**
Eleocharis multicaulis	100	100	80	100	100	80	100	94,29
Juncus bulbosus	20	40	100	100	100	60	100	74,29
Caropsis verticillato-inundata	80	80	0	60	80	100	40	62,86
Exaculum pusillum	100	80	20	80	60	80	1	61,00
Characeae sp.	20	80	80	40	40	60	100	60,00
Littorella uniflora	80	40	20	80	80	100	20	60,00
Molinia caerulea	100	60	20	20	100	80	0	54,29
Schoenoplectus pungens	100	100	20	20	0	40	100	54,29
Lobelia dortmanna	0	0	0	80	80	80	1	35,29
Cladium mariscus	80	20	0	0	0	0	0	14,29
Lysimachia tenella	80	20	0	0	0	0	0	14,29
Baldellia repens	20	1	0	0	20	0	0	6,71
Hydrocotyle vulgaris	60	0	0	0	0	0	0	8,57
Myriophyllum alterniflorum	0	20	20	0	0	0	1	6,71
Rhynchospora fusca	60	0	0	0	0	0	0	8,57
Cirsium dissectum	40	0	0	0	0	0	0	5,71
Agrostis canina	0	20	0	0	0	0	0	2,86
Carum verticillatum	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Drosera intermedia	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Erica tetralix	1	0	0	0	0	0	0	1,00
Frangula alnus	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Lobelia urens	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Ludwigia peploides	0	1	0	0	0	0	0	1,00
Lysimachia vulgaris	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Lythrum salicaria	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Mentha aquatica	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Myrica gale	1	0	0	0	0	0	0	1,00
Potamogeton polygonifolius	0	20	0	0	0	0	0	2,86
Ranunculus flammula	1	0	0	0	0	0	0	1,00
Rubus sp.	20	0	0	0	0	0	0	2,86
Schoenus nigricans	20	0	0	0	0	0	0	2,86

Rive du Tedey (Lacanau, 33)

La zone de suivi se trouve en rive ouest de l'étang. La pente est ici plus prononcée et les niveaux d'eau deviennent rapidement importants ; en conséquence, les végétations amphibies et subaquatiques s'expriment sur des surfaces assez restreintes. La berge est occupée par un fourré hygrophile de l'*Osmundo regalis – Myricion gale* sur les niveaux régulièrement exondés. Ce fourré est relayé par une roselière pionnière du *Scirpetum pungentis* au sein de laquelle une communauté de gazon subaquatique fragmentaire du *Lobelio dortmannae – Isoetion* se maintient en sous-strate..

Au total seuls 9 taxons ont été recensés le long du transcet de 12 mètres de longueur (Tab. CXIX).

Tab. CXIX. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Rive du Tedey).

Code transect	ELA8	ELA8	ELA8	
Etang	Lacanau	Lacanau	Lacanau	
Commune	Lacanau	Lacanau	Lacanau	
Lieu-dit	Le Tedey	Le Tedey	Le Tedey	
Observateur(s)	Kevin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL	Kevin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL	Kevin ROMEYER - Charlotte DUBREUIL	
Date	28/08/2018	28/08/2018	28/08/2018	
Code quadrat	**ELA8-1-2018**	**ELA8-2-2018**	**ELA8-3-2018**	
Numéro de placette	1	2	3	
tance au piquet fixe supéri	1 - 4 m	4 - 8 m	8 - 12 m	
Nature du sol	Sables	Sables	Sables	
Conditions stationnelles	Berge inondée	Berge inondée	Berge inondée	
Taxons	**Fréquence / quadrat**			**FQ / transect**
Phragmites australis	**80**	**100**	**100**	**93,33**
Schoenoplectus pungens	**100**	**100**	**80**	**93,33**
Characeae sp.	**80**	**100**	**60**	**80,00**
Egeria densa	**40**	**60**	**40**	**46,67**
Lobelia dortmanna	**0**	**60**	**60**	**40,00**
Lagarosiphon major	**40**	**20**	**40**	**33,33**
Schoenoplectus lacustris	**20**	**40**	**20**	**26,67**
Littorella uniflora	**0**	**0**	**40**	**13,33**
Myrica gale	**20**	**0**	**0**	**6,67**

Les communautés végétales identifiées sur ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 1 mètre : fourré hygrophile de l'*Osmundo regalis – Myricion gale* ;
- De 1 à 3 mètres : roselière pionnière du *Scirpetum pungentis* clairsemée ;
- De 3 à 13 mètres : roselière du *Scirpetum pungentis* assez dense, superposée à un groupement fragmentaire de gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle du *Lobelio dortmannae – Isoetion*.

Rive de Vignotte (Lacanau, 33)

Le suivi se trouve en bordure d'une grande zone de bas-marais entretenue par gyrobroyage régulier. Les dépôts sableux semblent assez importants dans ce secteur et de nombreuses buttes sont créées par accrétion et laissent émerger une végétation de bas-marais. Certaines zones à l'arrière de ces buttes ont tendance à s'envaser quelque peu et sont colonisées par des roselières pionnières à *Schoenoplectus pungens* et/ou *Cladium mariscus*. Toute la surface soumise au marnage est dominée par des gazons subaquatiques du *Lobelio dortmannae – Isoetion* plutôt fragmentaires et peu denses.

Au total 36 taxons ont été recensés le long du transcet de 174 mètres de longueur (Tab. CXX).

Tab. CXX. Tableau de synthèse de la lecture 2018 du transect (Rive de Vignotte).

Code quadrat	ELA6-1-2018	ELA6-2-2018	ELA6-3-2018	ELA6-4-2018	ELA6-5-2018	ELA6-6-2018	ELA6-7-2018	ELA6-8-2018	
Code transect	ELA6	ELA6	ELA6	ELA6	ELA6	ELA6	ELA6	ELA6	
Etang	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	
Commune	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	Lacanau	
Lieu-dit	Vignotte	Vignotte	Vignotte	Vignotte	Vignotte	Vignotte	Vignotte	Vignotte	
Numéro de placette	1	2	3	4	5	6	7	8	
Distance au piquet fixe supérieur	0-4	46-50	76-80	92-96	124-128	136-140	148-152	160-164	
Observateur(s)	Marie Caillaud (CBNSA), Kevin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Kevin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Kevin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Kevin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Kevin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Kevin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Kevin Romeyer (CBNSA)	Marie Caillaud (CBNSA), Kevin Romeyer (CBNSA)	
Date	27/07/2018	27/07/2018	27/07/2018	27/07/2018	27/07/2018	27/07/2018	27/07/2018	27/07/2018	
Nature du sol	Sablo-organique	Para-tourbeux	Sables + vase	Sables + vase	Sables	Sables	Sables	Sables	
Conditions stationnelles	Hygro-hygrosémophile	Eau plus ou moins stagnante	Eau libre	Eau libre, cladiaie	Berge pente douce	Eau libre	Eau libre	Eau libre	
Taxons	**Fréquence / quadrat**								**FQ / transect**
Characeae sp.	0	0,6	1	0,2	0,6	1	0,4	1	0,60
Eleocharis multicaulis	0,2	0	0,4	0,2	1	1	1	1	0,60
Juncus bulbosus	0	0,2	0,4	1	0,6	0,4	1	0,6	0,53
Schoenoplectus pungens	0	0	0,8	0,2	0,2	0,6	0,6	1	0,43
Molinia caerulea	1	0,6	0	0	0	0	0	1	0,33
Schoenus nigricans	1	0,8	0	0	0,6	0	0	0	0,30
Rhynchospora fusca	0,2	1	0	0	0,6	0	0	0	0,23
Cladium mariscus	0	0	0,2	0,8	0,6	0	0	0	0,20
Drosera intermedia	0,6	1	0	0	0	0	0	0	0,20
Hydrocotyle vulgaris	0,4	0,4	0	0	0,8	0	0	0	0,20
Myrica gale	1	0,2	0	0	0	0	0	0,2	0,18
Cirsium dissectum	1	0,2	0	0	0	0	0	0	0,15
Eriophorum angustifolium	0,8	0,4	0	0	0	0	0	0	0,15
Lobelia dortmanna	0	0	0	0	0,2	0,4	0,4	0,2	0,15
Rhynchospora alba	1	0,2	0	0	0	0	0	0	0,15
Erica tetralix	1	0	0	0	0	0	0	0	0,13
Hypericum elodes	0	1	0	0	0	0	0	0	0,13
Potentilla erecta	1	0	0	0	0	0	0	0	0,13
Agrostis canina	0,2	0,6	0	0	0	0	0	0	0,10
Littorella uniflora	0	0	0	0	0	0,2	0	0,4	0,08
Mentha aquatica	0	0,4	0	0	0,2	0	0	0	0,08
Phragmites australis	0	0	0	0	0	0,2	0	0,4	0,08
Erica ciliaris	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0,05
Lagarosiphon major	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0,05
Ludwigia grandiflora	0	0,2	0	0	0,2	0	0	0	0,05
Lycopus europaeus	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0,05
Lysimachia tenella	0,2	0,2	0	0	0	0	0	0	0,05
Lysimachia vulgaris	0	0,2	0	0	0,2	0	0	0	0,05
Ranunculus flammula	0,2	0	0	0	0,2	0	0	0	0,05
Sphagnum sp.	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0,05
Baldellia repens	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,03
Cf. Bidens	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,03
Caropsis verticillato-inundata	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,03
Galium cf. palustre	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,03
Hypochaeris glabra	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,03
Juncus heterophyllus	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,03
Juncus cf. heterophyllus	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,03
Salix atrocinerea	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,03
Scutellaria minor	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,03

Les communautés végétales identifiées sur ce transect s'agencent de la façon suivante :

- De 0 à 19 mètres : communauté de bas-marais de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis* dominante, en mosaïque avec un groupement de gouilles tourbeuses du *Rhynchosporion albae* dans les micro-dépressions et un groupement de lande humide de l'*Ulici minoris – Ericenion ciliaris* sur les niveaux topographiques légèrement surélevés ;
- De 19 à 24,5 mètres : communauté de bas-marais de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis*, en mosaïque avec un groupement de gouilles tourbeuses du *Rhynchosporion albae* dans les micro-dépressions ;
- De 24,5 à 34,6 mètres : roselière pionnière et clairsemée à *Cladium mariscus* ;
- De 34,6 à 40 mètres : groupement de gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion* fragmentaire et envasé, en mosaïque avec une végétation pionnière de bas-marais ;
- De 40 à 47 mètres : communauté de bas-marais de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis* dominante, en mosaïque avec un groupement de gouilles tourbeuses du *Rhynchosporion albae* dans les micro-dépressions et un groupement de lande humide sur les niveaux topographiques légèrement surélevés ;
- De 47 à 56 mètres : communauté de bas-marais de l'*Hydrocotylo vulgaris – Schoenion nigricantis*, en mosaïque avec un groupement de gouilles tourbeuses du *Rhynchosporion albae* dans les micro-dépressions ;

- De 56 à 77 mètres : gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion* fragmentaire, en mosaïque avec une végétation pionnière de bas-marais (touradons de *Schoenus nigricans*) ;
- De 77 à 94 mètres : roselière pionnière et clairsemée à *Cladium mariscus* et *Schoenoplectus pungens* ;
- De 94 à 121 mètres : groupement basal et fragmentaire de gazon des *Eleocharitetalia multicaulis*, superposé à une roselière à *Schoenoplectus pungens* clairsemée ;
- De 121 à 126 mètres : butte d'accrétion exondée avec gazon amphibie de l'*Elodo – Sparganion*, en mosaïque avec une végétation pionnière de bas-marais (touradons de *Schoenus nigricans*) ;
- De 126 à 174 mètres : communauté de gazon subaquatique à Lobélie et Littorelle du *Lobelio dortmannae – Isoetion* assez bien exprimé mais peu dense, superposée à une roselière pionnière et clairsemée à *Schoenoplectus pungens*.

6.10.3 Discussion

- **Complément et ajustement de la méthode de suivi**

L'expression parfois sur de grandes surfaces des végétations ciblées dans le cadre de ce suivi conduit à un échantillonnage fragmentaire de ces dernières. La réplication des transects permet toutefois d'avoir une vision générale de la place occupée par chaque taxon et communauté à l'échelle des rives.

Une amélioration de la robustesse et de la représentativité du réseau de suivi passerait par un nombre de points d'échantillonnage plus important. Une méthode de suivi complémentaire basée sur des indices plus synthètiques et plus rapide à relever, nécessitant une moindre matérialisation, pourrait être développée, à l'instar des suivis systématiques par transects réalisés sur les dunes littorales (FAVENNEC, 2002 ; LAFON *et al.*, 2015).

En plus de la typicité et de la richesse floristique, la largeur et la situation des différentes ceintures de végétation le long des transects forme un indicateur privilégié par rapport aux effets du changement climatique sur ces systèmes. Un cadrage de la méthode de relevé pour cet indicateur pourra être précisé, avant la seconde lecture des dispositifs, sur la base d'une typologie plus complète des végétations rivulaires, notamment des gazons amphibies et subaquatiques des *Littorelletea uniflorae* Braun–Blanq. & Tüxen ex V. Westh., J. Dijk, Passchier & G. Sissingh 1946, réalisée par ailleurs (CBNSA, à paraître).

- **Perspectives de suivis**

La réalisation d'une seconde campagne de relevés sur les sites nouvellement équipés de dispositifs aura lieu en 2021. Préalablement, une synthèse à l'échelle de ce réseau, et non seulement par site, sur les végétations et les espèces permettra d'établir un premier état de référence global. Ce travail pourra s'appuyer sur les résultats et conclusions de la relecture du réseau de suivis Natura 2000 (CAILLAUD *et al.*, à paraître). Les tendances d'évolution dégagées dans ce cadre seront à mettre en relation avec le climat et notamment la variabilité interannuelle des précipitations, un des paramètres structurant pour ces végétations.

En parallèle, une analyse plus générale sur les traits de vie des espèces recensées (types biologiques et trophie notamment) et de leur spectre chorologique pourra donner lieu à une meilleure caractérisation des rives d'étangs.

6.11 Cistude d'Europe Emys orbicularis

Auteur : Jean-Yves Georges, Contributeurs : Stéphanie Darblade, Didier Leveau

La Cistude d'Europe *Emys orbicularis* est une petite tortue d'eau douce emblématique des zones humides, dont la répartition pan-européenne suggère une certaine capacité d'adaptation face aux conditions climatiques. Par exemple, les femelles suivent la règle de Bergmann (1847) selon laquelle la taille corporelle adulte et la taille de la ponte sont positivement corrélées à la latitude, à l'inverse du nombre de pontes (Joos *et al.*, 2017). De plus, la physiologie ectotherme et l'écologie amphibie de l'espèce font que son cycle de vie et son activité sont directement tributaires des conditions thermiques et hydriques. Ainsi, la Cistude d'Europe est susceptible d'être impactée, directement (par sa physiologie) et indirectement (par ses habitats terrestres et aquatiques) par le changement climatique à différents niveaux de sa morphologie, de sa phénologie et de sa démographie.

Le volet Cistude du programme les sentinelles du climat vise à tester plusieurs hypothèses en lien avec un éventuel impact du changement climatique (Le Treut, 2013) sur les populations de cistudes de la Nouvelle-Aquitaine. En 2018, à l'instar de l'année précédente, des GPS ont été déployés sur femelles reproductrices afin de tester deux hypothèses principales :

1. Liée à l'augmentation attendue du nombre de journées chaudes, une augmentation de la durée de la saison d'activité est prédite, conduisant, d'après Joos *et al.* (2017), à une augmentation du nombre de pontes par femelle et à une diminution de la taille de ponte ; et d'après la loi de Bergmann (1847), une diminution à plus long terme de la taille corporelle adulte ;
2. Liée à la diminution attendue des précipitations estivales, un assèchement des mares et des sols est prédit, conduisant à une diminution de la disponibilité des zones humides et des habitats favorables à la ponte de la cistude, et *in fine* à des ajustements comportementaux dans l'utilisation de l'espace voire à une redistribution spatiale des noyaux de population.

6.11.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

En 2017, les sites Cistude Nature-Sites des Sources (site des Sources), Parc Ornithologique du Teich (site du teich) et RNN de L'Etang Noir (site de l'Etang Noir) ont des été définis comme sites références des zones humides dans la région Nouvelle-Aquitaine (Tab. CXXI). En 2018, ces 3 sites ont été suivis selon le protocole établi lors de l'étude préliminaire de l'année précédente (Mallard, 2017b).

- **Description des sites choisis**

Tab. CXXI. Caractéristiques des sites de suivis zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Dép.	Commune	Nom du site	Superficie (m2)	Statut	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
33	Le Haillan	Cistude Nature- Sites des Sources	238 ha	N2000	Syndicat Intercommunal des Jalles de Landes à Garonne	oui	Cistude Nature	Maud Berroneau	[redacted]	[redacted]
33	Le Teich	Parc Ornithologique du Teich	110 ha	ZNIEFF 1		oui	Réserve Ornithologique du Teich,	Didier Leveau	[redacted]	[redacted]
40	Seignosse /Tosse	RNN de L'Etang noir	52 ha	ZNIEFF 1 et 2	Syndicat mixte de gestion des milieux naturels	oui	Réserve Naturelle Nationale de l'Etang Noir	Stéphanie Darbade	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Sur le terrain, les points de piégeage de cistudes sont établis selon la méthode standard de suivi démographique par capture/marquage/recapture (PRIOL, 2009). Les instruments de piégeage sont des nasses à double-entrée géoréférencées munies d'un appât, d'un flotteur et d'une plaque d'identification. Les instruments sont placés sur les secteurs connus pour être fréquentés par les cistudes.

Les points d'échantillonnages n'ont pas été modifiés sur le Teich (MALLARD, 2017b). En revanche, sur l'Etang Noir, les points d'échantillonnages ont été augmentés et redistribués en tenant compte des succès de piégeage de l'année précédente. Pour ces sites, les nasses de l'année précédente ont été remplacées par des nasses neuves. Sur le site des Sources, la prospection s'est faite de manière active par télémétrie VHF itinérante, de sorte que la position géographique des captures ne peut être répertoriée.

Le nombre total de points d'échantillonnage est de 65 nasses, dont 25 sur le site du Teich et 40 sur L'Etang Noir (Tab. CXXII).

Tab. CXXII. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis zones humides du suivi de la Cistude d'Europe.

Dép.	Nom du site	Dénom. transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Latitude Y1	Longitude X1
33	Parc Ornithologique du Teich	1	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	2	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	3	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	4	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	5	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	6	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	7	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	8	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	9	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	10	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	11	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	12	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	13	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	14	0	0	[redacted]	[redacted]

Dép.	Nom du site	Dénom. transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Latitude Y1	Longitude X1
33	Parc Ornithologique du Teich	15	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	16	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	17	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	18	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	19	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	20	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	21	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	22	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	23	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	24	0	0	[redacted]	[redacted]
33	Parc Ornithologique du Teich	25	0	0	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	1	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	2	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	3	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	4	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	5	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	6	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	7	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	8	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	9	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	10	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	11	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	12	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	13	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	15	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	16	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	17	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	18	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	19	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	20	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	21	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	22	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	23	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	24	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	25	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	26	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	27	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	28	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	29	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	30	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	31	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	32	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	33	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	34	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	35	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	36	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	37	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	38	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	39	0	10	[redacted]	[redacted]
40	RNN de L'Etang noir	40	0	10	[redacted]	[redacted]

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Comme en 2017, des sessions de piégeage de 5 jours, échelonnées toutes les 3–4 semaines (selon les sites), ont eu lieu de mars à septembre 2018 sur le site du Teich et de l'Etang Noir. Sur le site des Sources, les prospections actives par télémétrie VHF ont été réalisées en fonction des conditions météorologiques du moment. Toutes les cistudes adultes femelles capturées et faisant plus de 450 g étaient équipées d'un GPS miniaturisé (modifié à l'IPHC, masse finale 20 g (GEORGES & ROY, s. d.). Les GPS étaient programmés pour enregistrer, toutes les heures sans cycle de repos, la position horodatée des animaux émergés (un GPS immergé ne fournit pas d'information). Cette fréquence d'échantillonnage permet une autonomie théorique des batteries de 24 jours, compatible avec la fréquence des sessions de piégeage. Les GPS étaient remplacés lors des recaptures successives. En 2018, un émetteur VHF était également déployé pour augmenter la probabilité de recapture, comme cela avait été fait avec succès en 2017 sur le site des Sources.

- **Conditions météorologiques requises**

Compte tenu des autres missions des personnes en charge sur le terrain, les sessions de piégeage étaient planifiées en début de saison pour toute la durée de la saison, sans pouvoir préfigurer des conditions météorologiques aux dates initialement choisies. Ainsi, certaines sessions de piégeage n'ont pas bénéficié des conditions optimales (à savoir temps calme, sec, ensoleillé), en particulier au printemps du fait des fortes précipitations. Cependant, une session de piégeage peut se faire dans n'importe quelles conditions météorologiques, bien que l'efficacité des captures puisse souffrir de conditions météorologiques ventées et humides, sans que cela n'ait jamais été quantifié. Sur le site des Sources, les prospections actives par télémétrie VHF ont été réalisées lorsque les conditions météorologiques y étaient favorables (absence de précipitations).

- **Nombre de campagne de relevés**

Les pièges sont relevés individuellement tous les jours de chaque semaine de chaque session (Tab. CXXIII).

Tab. CXXIII. Dates des suivis 2017, 2018 de zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Nom du site	Session	Passage 1		Observateur
		Date	Horaire	
Cistude Nature-Sites des Sources	2017_1	27/03-07/04/2017	Matin	Maud Berroneau
Cistude Nature-Sites des Sources	2017_2	24-28/04/2017	Matin	Maud Berroneau
Cistude Nature-Sites des Sources	2017_3	15-19/05/2017	Matin	Maud Berroneau
Cistude Nature-Sites des Sources	2017_4	05-09/06/2017	Matin	Maud Berroneau
Cistude Nature-Sites des Sources	2017_5	26-30/06/2017	Matin	Maud Berroneau
Cistude Nature-Sites des Sources	2017_6	17-21/07/2017	Matin	Maud Berroneau
Parc Ornithologique du Teich	2017_1	03-07/04/2017	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2017_2	24-28/04/2017	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2017_3	15-19/05/2017	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2017_4	05-09/06/2017	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2017_5	26-30/06/2017	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2017_6	17-21/07/2017	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2017_7	07-11/08/2017	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2017_8	28/08-01/09/2017	Matin	Didier Leveau

Nom du site	Session	Passage 1		Observateur
		Date	Horaire	
Parc Ornithologique du Teich	2017_9	18-22/09/2017	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2018_1	17-20/04/2018	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2018_2	15-18/05/2018	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2018_3	5-12/06/2018	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2018_4	26-29/06/2018	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2018_5	17-20/07/2018	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2018_6	31/07-03/08/2018	Matin	Didier Leveau
Parc Ornithologique du Teich	2018_7	12-14/08/2018	Matin	Didier Leveau
RNN de L'Etang noir	2017_1	17-21/04/2017	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2017_2	08-12/05/2017	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2017_3	19-23/06/2017	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2017_4	10-14/07/2017	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2017_5	31/07-04/08/2017	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2017_6	21-25/08/2017	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2018_1	23-27/04/2018	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2018_2	14-18/05/2018	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2018_3	04-08/06/2018	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2018_4	25-29/06/2018	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2018_5	17-20/07/2018	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2018_6	06-10/08/2018	Matin	Stéphanie Darblade
RNN de L'Etang noir	2018_7	10-14/09/2018	Matin	Stéphanie Darblade

- **Fiche de relevés**

Aucun ajustement de la fiche de relevés 2017 n'a été réalisé (MALLARD, 2017b).

- **Analyses mécanistiques et statistiques**

A l'instar de l'année précédente, les données GPS brutes ont été analysées à l'aide d'une boîte à outils développée sous Matlab® (Georges, non publié) : l'analyse permet, dans le cadre de cette étude, de nettoyer les données GPS, retirer les outliers, reconstruire les déplacements des individus, calculer la distance parcourue et le domaine vital et identifier les évènements de ponte probable (horodatés et localisés) en considérant que les positions nocturnes sont, chez les femelles adultes, potentiellement associées à un comportement de ponte (Fig. 314).

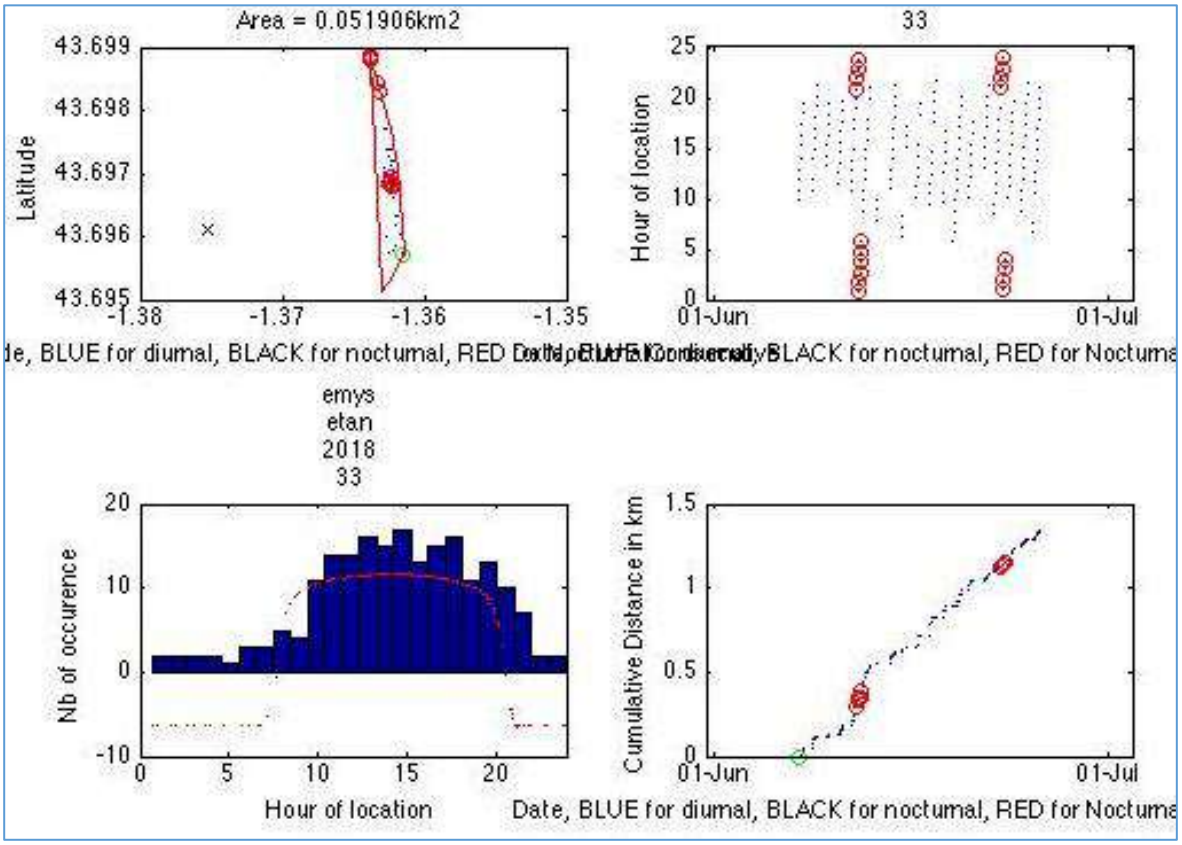


Fig. 314. Exemple de sortie de calculs issus de l'analyse des données GPS pour le suivi zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Dans le sens des aiguilles d'une montre à partir du haut gauche : positions GPS nettoyées, heure d'acquisition des données GPS brutes en fonction de la date, nombre horaire des de données GPS brutes en fonction de l'heure de la journée (en rouge, hauteur du soleil par rapport à l'horizon, unités arbitraires), distance cumulée en fonction de la date. Légende couleur : croix noire=local technique, point vert=donnée initiale, point bleu=donnée GPS, cercle rouge=donnée GPS nocturne.

Les résultats étaient calculés par individu et moyennés pour chaque population et pour chaque année. Les comparaisons de moyennes entre sites étaient faites à partir de test-t ou d'ANOVA suivie le cas échéant de tests post-hoc de Tukey. La significativité était établie à p=5%.

6.11.2 Résultats exploratoires

- Indice d'abondance

Les sessions de piégeage menées en 2017 et 2018 ont permis d'estimer les populations à 93 cistudes sur le Teich (18 femelles, 41 mâles, 34 immatures/indéterminés) et 44 cistudes sur l'Etang Noir (14 femelles, 16 mâles, 14 immatures/indéterminés). Les suivis de 2017 avaient permis de contacter 50 cistudes sur le Teich et 19 cistudes sur l'Etang Noir. En 2018, 34 et 14 de ces individus ont été recapturés sur le Teich et l'Etang Noir, soit un taux de recapture respectif de 70% et 74%. Les suivis de 2018 ont donc permis de contacter 43 nouveaux individus sur le Teich et 25 nouveaux individus sur l'Etang Noir (Tab. CXXIV).

Tab. CXXIV. Nombre d'individus capturés et nouvellement identifiés en fonction des sites de zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Nom des sites	Session	Nb_ind. capturés	Nb_ind_nouveaux
Parc Ornithologique du Teich	2017_1	11	1
Parc Ornithologique du Teich	2017_2	9	4
Parc Ornithologique du Teich	2017_3	16	8
Parc Ornithologique du Teich	2017_4	21	5
Parc Ornithologique du Teich	2017_5	20	3
Parc Ornithologique du Teich	2017_6	13	2
Parc Ornithologique du Teich	2017_7	3	0
Parc Ornithologique du Teich	2017_8	4	1
Parc Ornithologique du Teich	2018_1	14	6
Parc Ornithologique du Teich	2018_2	18	0
Parc Ornithologique du Teich	2018_3	11	2
Parc Ornithologique du Teich	2018_4	14	3
Parc Ornithologique du Teich	2018_5	11	2
Parc Ornithologique du Teich	2018_6	30	11
Parc Ornithologique du Teich	2018_7	7	5
RNN de L'Etang noir	2017_1	3	3
RNN de L'Etang noir	2017_2	5	5
RNN de L'Etang noir	2017_3	7	6
RNN de L'Etang noir	2017_4	4	2
RNN de L'Etang noir	2017_5	4	1
RNN de L'Etang noir	2017_6	1	0
RNN de L'Etang noir	2017_7	1	1
RNN de L'Etang noir	2018_1	12	5
RNN de L'Etang noir	2018_2	14	4
RNN de L'Etang noir	2018_3	19	8
RNN de L'Etang noir	2018_4	18	4
RNN de L'Etang noir	2018_5	11	4
RNN de L'Etang noir	2018_6	8	1

- Indice de taille corporelle

La taille des individus capturés, exprimée en longueur de carapace et en masse corporelle, ne présente pas de différence notable entre années pour chaque site. En revanche, les individus du Teich sont globalement plus petits et plus légers que les individus de l'Etang Noir. Pour les deux sites, le dimorphisme sexuel est bien exprimé, les femelles étant 1.7 à 1.9 plus lourdes que les mâles. Pour chaque site et chaque sexe, les effectifs comptent plusieurs individus identiques d'une année à l'autre, limitant à ce stade une approche statistique plus complète (Tab. CXXV).

Tab. CXXV. Taille corporelle moyenne des individus capturés en fonction des sites de zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Nom des sites	Année	Sexe	Nb ind (Nb individus communs 2017-2018)	Longueur dossière (mm)	Masse corporelle (g)
Parc Ornithologique du Teich	2017	F	12	136±24	692±198
Parc Ornithologique du Teich	2018	F	15 (6)	151±14	638±168
Parc Ornithologique du Teich	2017	M	31	126±13	331±84
Parc Ornithologique du Teich	2018	M	42 (22)	129±12	355±95
RNN de L'Etang noir	2017	F	8	155±12	757±146
RNN de L'Etang noir	2018	F	11 (4)	152±13	723±177
RNN de L'Etang noir	2017	M	5	140±11	418±72
RNN de L'Etang noir	2018	M	16 (5)	143±10	450±63

- **Déploiements de GPS**

Afin de satisfaire la règle des 5% en deçà desquels est estimé comme négligeable l'éventuel dérangement lié à la pose du matériel sur la carapace, seules les femelles de plus de 450g ont été équipées de GPS (complété par un émetteur VHF en 2017 sur le site des Sources et en 2018 sur les 3 sites).

Au total, 17 femelles (5, 6 et 6 femelles sur les sites des Sources, du Teich et de L'Etang Noir, respectivement) ont été équipées et recapturées, dont 5 (2 sur le Teich, 3 sur l'Etang Noir) ont été suivies en 2017 et 2018. Le suivi de 2018 a permis de récupérer deux individus (identifiés par un * dans la table ci-dessous) qui n'avaient pas été recapturés en 2017. Parmi les 51 GPS utilisés à ce jour, 15 sont encore déployés (4, 5 et 6 unités sur les sites des Sources, du Teich et de L'Etang Noir, respectivement) (Tab. CXXVI).

Les cistudes présentent le plus grand domaine vital et parcourent de plus longues distances sur l'Etang Noir (0,115 km2 et 2,76 km, respectivement) que sur le site des Sources (0,068 km2 et 2,83 km) ou que sur le Teich (0,012 km2 et 0,69 km). Cependant, le domaine exploité par les cistudes a diminué de moitié sur l'Etang Noir entre 2017 et 2018 (respectivement 0,148 km2 à 0,088 km2) alors qu'il a quintuplé sur le Teich dans le même temps (de 0,005 km2 à 0,024 km2). Les données de télémétrie 2018 ne sont pas disponibles pour le site des Sources (Tab. CXXVI).

Tab. CXXVI. Bilan du suivi télémétrique par GPS et utilisation de l'habitat en fonction des sites de zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Nom des sites	Année	ID	Nb_GPS_ déployés	Début	Fin	Durée (j)	Interruption (j)	Nb_loc_ GPS	DistCumulée (km)	Domaine (km2)
Cistude Nature-Site des Sources	2017	33	2	29/03/17	18/07/17	111,1		602	3,43	0,21
Cistude Nature-Site des Sources	2017	56	2	07/04/17	07/06/17	61,3		490	2,28	0,02
Cistude Nature-Site des Sources	2017	58	1	19/05/17	21/06/17	33,1		479	2,05	0,03
Cistude Nature-Site des Sources	2017	70	3	29/03/17	28/07/17	120,9		1636	2,57	0,02
Cistude Nature-Site des Sources	2017	102	1	16/05/17	27/06/17	41,6		672	3,81	0,06
Parc Ornithologique du Teich	2017	7	1	20/06/17	15/07/17	24,7	-	169	0,34	0,004
Parc Ornithologique du Teich	2017	18*	1	02/06/17	08/07/17	35,5	-	248	0,62	0,003
Parc Ornithologique du Teich	2017	212	1	12/04/17	26/05/17	43,8	-	379	0,75	0,012

Nom des sites	Année	ID	Nb_GPS_ déployés	Début	Fin	Durée (j)	Interruption (j)	Nb_loc_ GPS	DistCumulée (km)	Domaine (km2)
Parc Ornithologique du Teich	2017	231	2	11/04/17	09/06/17	59,2	0	480	0,73	0,002
Parc Ornithologique du Teich	2017	250	1	21/06/17	17/07/17	25,9	-	126	0,49	0,004
Parc Ornithologique du Teich	2018	18	1	21/04/18	18/05/18	27,3	-	317	0,53	0,001
Parc Ornithologique du Teich	2018	222	1	17/04/18	14/05/18	27.2	-	267	1,17	0,005
Parc Ornithologique du Teich	2018	250	1	29/06/18	20/07/18	21,2	-	112	0,89	0,065
RNN de L'Etang noir	2017	3	2	19/04/17	11/07/17	83,2	24	569	3,62	0,179
RNN de L'Etang noir	2017	8	1	11/05/17	12/06/17	32,2	-	396	3,17	0,114
RNN de L'Etang noir	2017	12	1	01/06/17	13/07/17	41,6	-	196	2,88	0,146
RNN de L'Etang noir	2017	13*	1	02/06/17	20/07/17	48,3	-	291	2,46	0,152
RNN de L'Etang noir	2018	3	1	27/04/18	08/06/18	41,93	-	368	2,27	0,081
RNN de L'Etang noir	2018	12	2	16/05/18	27/06/18	42,34	0,05	653	3,12	0,061
RNN de L'Etang noir	2018	13	3	27/04/18	05/06/18	38,97	0,27	425	3,14	0,153
RNN de L'Etang noir	2018	17	1	25/04/18	05/06/18	40,97	-	366	2,84	0,093
RNN de L'Etang noir	2018	33	1	07/06/18	25/06/18	18,46	-	200	1,34	0,052

- Indices de reproduction

Les GPS fournissent des données lorsqu'ils sont émergés. Ainsi, les données GPS nocturnes obtenues sur une période ininterrompue peuvent être attribuées, chez les femelles, à un comportement de prospection de site de ponte, de tentative de ponte ou de ponte probable, dont la position peut être estimée avec une moyenne et une erreur (GEORGES & ROY, s. d.). La distinction entre prospection, tentative et ponte probable se fait selon 2 critères principaux : une ponte a plus probablement lieu après des tentatives de ponte durant les nuits précédentes, et une ponte ne peut avoir lieu dans l'eau (identifiée à partir des cartes habitats). Une ponte ainsi identifiée est souvent suivie de plusieurs heures sans données GPS, suggérant une phase de repos immergée.

Parmi les 17 cistudes suivies par GPS, l'absence de données nocturnes chez 2 d'entre elles (Teich 212 et Teich 250) suggère qu'elles n'ont pas pondu et 4 autres individus présentent des périodes de plusieurs [jours+nuits] successives continuellement émergées qui empêchent l'interprétation des données et l'identification d'un éventuel événement de ponte. Pour les autres individus, les pontes ont été identifiées entre le 21 avril et le 9 juillet 2017 et entre le 26 avril et le 2 juillet 2018, sans distinction notable entre les sites ni entre les années. En 2017, parmi les 10 cistudes identifiées comme ayant pondu, 4 ont pondu 1 fois et 6 ont pondu 2 fois, avec un intervalle inter-ponte de 27,5±11,0 j. Parmi les 7 cistudes identifiées comme ayant pondu en 2018, 3 ont pondu 1 fois, 1 ou 2 ont pondu 2 fois et 2 ou 3 ont pondu 3 fois, avec un intervalle inter-ponte de 14,8±2,6 j (Tab. CXXVII).

Tab. CXXVII. Dates et positions de pontes estimées par télémétrie GPS en fonction des sites de zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Nom des sites	Année	ID	Taille (cm)	Date	Latitude (°)	Longitude (°)
Cistude Nature-Site des Sources	2017	33**	143	21/06/17	44,89606±0,00005	-0,68574±0,00005
Cistude Nature-Site des Sources	2017	33**	143	09/07/17	44,89530±0,00000	-0,68780±0,00000
Cistude Nature-Site des Sources	2017	56	160	?	?	?
Cistude Nature-Site des Sources	2017	58**	145	28/05/17	44,89670±0,00000	-0,67970±0,00000
Cistude Nature-Site des Sources	2017	58**	145	14/06/17	44,89649±0,00003	-0,68310±0,00000
Cistude Nature-Site des Sources	2017	70**	144	18/05/17	44,89630±0,00000	-0,68400±0,00000
Cistude Nature-Site des Sources	2017	70**	144	01/07/17	44,89570±0,00000	-0,68285±0,00005
Cistude Nature-Site des Sources	2017	102	144	?	?	?
Parc Ornithologique du Teich	2017	7	153	21/06/17	44,64462±0,00003	-1,03669±0,00004
Parc Ornithologique du Teich	2017	18	152	06/07/17	44,64136±0,00005	-1,02578±0,00005
Parc Ornithologique du Teich	2017	212	154	-	-	-
Parc Ornithologique du Teich	2017	231**	145	21/04/17	44,64129±0,00001	-1,02108±0,00001
Parc Ornithologique du Teich	2017	231**	145	29/05/17	44,64144±0,00002	-1,02061±0,00002
Parc Ornithologique du Teich	2017	250	146	-	-	-
Parc Ornithologique du Teich	2018	18	152	26/04/18	44,64135±0,00001	-1,02542±0,00002
Parc Ornithologique du Teich	2018	222		07/05/18	44,64201±0,00003	-1,03026±0,00003
Parc Ornithologique du Teich	2018	250	152	02/07/18	44,64110±0,00009	-1,03206±0,00012
RNN de L'Etang noir	2017	3**	164	29/04/17	43,69577±0,00009	-1,36147±0,00005
RNN de L'Etang noir	2017	3**	164	22/05/17	43,69575±0,00004	-1,37137±0,00013
RNN de L'Etang noir	2017	8	162	22/05/17	43,69595±0,00002	-1,36982±0,00002
RNN de L'Etang noir	2017	12	140	10/06/17	43,69656±0,00030	-1,37488±0,00029
RNN de L'Etang noir	2017	13**	162	07/06/17	43,69729±0,00012	-1,36848±0,00020
RNN de L'Etang noir	2017	13**	162	02/07/17	43,69685±0,00008	-1,36305±0,00006
RNN de L'Etang noir	2018	3***	164	05/05/18	43,69631±0,00008	-1,36149±0,00009
RNN de L'Etang noir	2018	3***	164	22/05/18	43,69635±0,00003	-1,36160±0,00005
RNN de L'Etang noir	2018	3***	164	07/06/18	43,69670±0,00003	-1,36845±0,00011
RNN de L'Etang noir	2018	12**(*)	143	26/05/18	43,69531±0,00005	-1,37639±0,00006
RNN de L'Etang noir	2018	12**(*)	143	09/06/18	43,69586±0,00012	-1,37218±0,00039
RNN de L'Etang noir	2018	12**(*)	143	?	?	?
RNN de L'Etang noir	2018	13	164	?	?	?
RNN de L'Etang noir	2018	17***	177	02/05/18	43,69590±0,00014	-1,36162±0,00014
RNN de L'Etang noir	2018	17***	177	20/05/18	43,69604±0,00010	-1,36169±0,00010
RNN de L'Etang noir	2018	17***	177	02/06/18	43,69690±0,00010	-1,36236±0,00020
RNN de L'Etang noir	2018	33**	162	11/06/18	43,69860±0,00025	-1,36350±0,00027
RNN de L'Etang noir	2018	33**	162	22/06/18	43,69684±0,00005	-1,36227±0,00008

- **Conditions météorologiques**

Les données météorologiques sont disponibles pour les trois sites validés sur la période commune du 7 juin au 24 octobre 2017. Sur cette période commune, la température de l'air moyenne présentait des différences significatives entre les sites (ANOVA : $F=93,1$, $P<0,0001$). Un test post-hoc indique que si la température de l'air des sites des Sources et du Teich ne différaient pas significativement (test de Tukey : $P=0,367$), mais qu'elle était significativement plus chaude d'environ 6°C que l'Etang Noir (test de Tukey : $P<0,0001$ dans les deux cas). L'humidité relative moyenne présentait également des différences significatives entre sites (ANOVA : $F=340,2$, $P<0,001$). Un test post-hoc indique que les trois sites diffèrent significativement (test de Tukey : $P<0,0001$ dans tous les cas), avec par ordre croissant d'humidité les Sources, Le Teich et l'Etang Noir (Fig. 315).

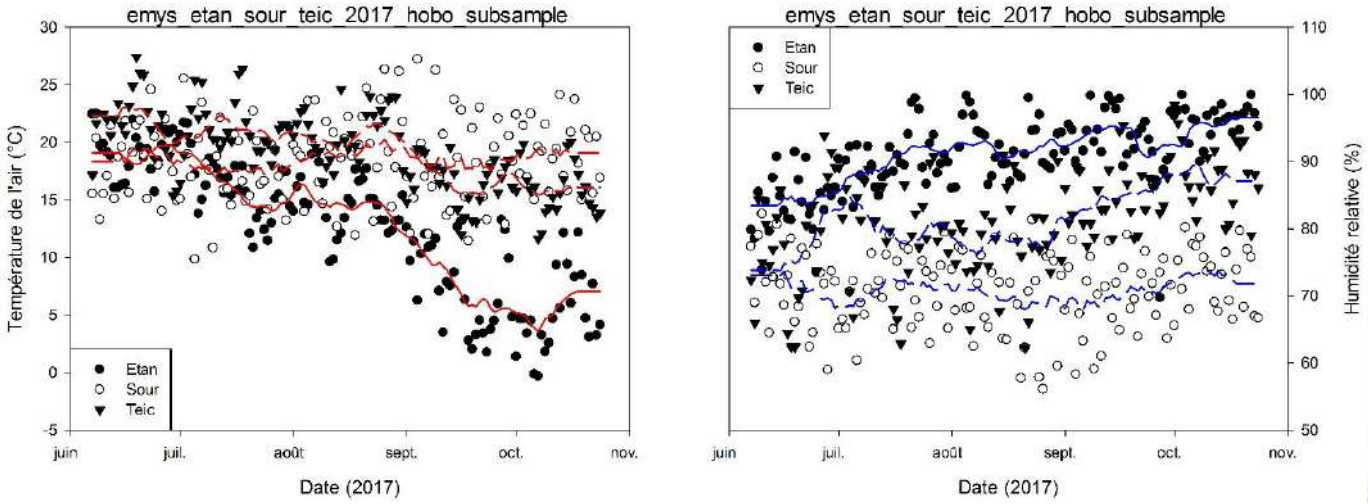


Fig. 315. Conditions météorologiques moyennes (température de l'air en rouge, humidité en bleu) sur la période commune 7 juin-24 octobre 2017 sur les sites d'étude validés pour le suivi zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Par ailleurs, les conditions météorologiques sont disponibles pour L'Etang Noir sur une période commune (du 7 juin au 20 septembre) de 2017 et de 2018. Sur cette période commune, la température de l'air moyenne présentait des différences significatives entre les deux années, 2018 étant significativement plus chaude (en moyenne de 4,9°C) que 2017 (t-test, P<0,0001). L'humidité relative moyenne présentait également des différences significatives entre les deux années, 2018 étant 4% moins humide que 2017 (t-test, P<0,0001). Les données météorologique 2018 ne sont pas disponibles pour le site du Teich (Fig. 316).

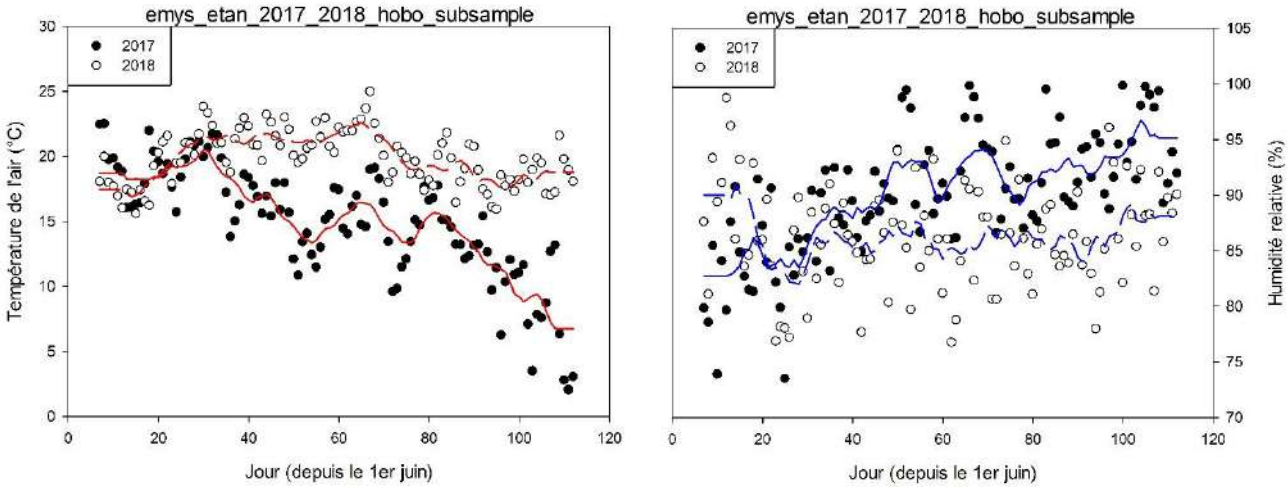


Fig. 316. Conditions météorologiques moyennes (température de l'air en rouge, humidité en bleu) sur la période commune 7 juin-20 septembre en 2017 et 2018 sur le site d'étude RNN de L'Etang noir validés pour le suivi zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

6.11.3 Discussion

- **Validation des sites de suivis des sentinelles du climat**

Les résultats de ces deux premières années de suivi sur le Teich et l'Etang Noir confirment la pertinence et la validité de ces sites dans le suivi zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe. D'une part, ces sites présentent, pour une même année, des conditions météorologiques contrastées (Fig. 315). D'autre part, ces sites présentent une variabilité interannuelle prononcée des conditions météorologiques (Fig. 316 pour l'Etang Noir), illustrative des conséquences possibles du changement climatique tel qu'il est prédit par les modèles actuels (LE TREUT, 2013). Enfin, ces sites offrent la possibilité de suivis longitudinaux de Cistude d'Europe sur plusieurs années consécutives à partir de notre protocole, ce qui permet d'étudier à une échelle temporelle pertinente l'impact des changements climatiques à l'échelle individuelle, et par extension à l'échelle de la population (voir § perspectives). Les sites du Teich et de l'Etang Noir constituent ainsi des sites de référence pour la poursuite du programme les sentinelles du climat. Le site des Sources, bien qu'ayant souffert d'un manque de suivi en 2018, contribue à illustrer cette diversité de conditions environnementales à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine pour le suivi zones humides. Le site des Sources doit bénéficier d'un effort pour être maintenu à l'avenir.

Bien que le nombre d'individus suivis par télémétrie GPS reste réduit en 2017 et 2018 (mais voir § perspectives), les données GPS apportent des éléments de réponse à nos hypothèses. D'une part, concernant la phénologie de la reproduction, la période de pontes a été identifiée pour les 3 sites confondus, entre le 21 avril et le 9 juillet 2017 et entre le 26 avril et le 2 juillet 2018. Il semble donc qu'il existe une certaine constance dans les dates de début et fin de ponte indépendamment des conditions météorologiques enregistrées entre les sites et entre les années. En revanche, le nombre de pontes par femelle présente de fortes variations entre sites et entre années. En 2017, le site des Sources était le plus productif des 3 sites, les femelles effectuant majoritairement des double-pontes, suivi de l'Etang Noir où les femelles ont pondu équitablement 1 ou 2 fois alors que sur le Teich, les femelles ont pondu majoritairement une seule fois (MALLARD, 2017b). Lors de l'année 2018 particulièrement chaude à l'Etang Noir (données non disponibles pour les autres sites), 3 des 4 femelles suivies ont pondu 3 fois, la dernière ayant fait une double-ponte. Il semble donc que conformément à notre hypothèse, l'effort de reproduction augmenterait avec la température ambiante (conformément à Joos *et al.*, (2017). Le fait que les femelles réalisent plus de pontes en 2018 qu'en 2017 alors que les périodes de ponte ont la même durée peut s'expliquer par le fait que l'intervalle entre deux pontes successives diminue de moitié entre 2017 et 2018. Cette diminution notable de la durée de l'intervalle inter-ponte pourrait être illustrative de la physiologie ectotherme de la cistude (en l'occurrence un développement embryonnaire plus rapide en conditions chaudes, conformément à Christie & Geist (2017) directement impactée par la température ambiante. Ces résultats constituent une explication mécanistique des patrons annuels de la phénologie de la reproduction observés chez la Cistude d'Europe en Nouvelle-Aquitaine.

D'autre part, concernant l'écologie et l'utilisation de l'habitat, les domaines vitaux et l'activité de prospection horizontale montrent des différences notables entre les sites et entre années. Ainsi, les femelles de l'Etang Noir ont réduit leur domaine vital de moitié entre 2017 et 2018, alors qu'elles ont maintenu une activité de prospection horizontale moyenne stable. Ces résultats contradictoires peuvent s'expliquer par le fait qu'en 2018 certaines femelles ont effectué de très longues incursions dans les terres durant la période de prospection d'un site favorable à la ponte. A l'inverse, les femelles du Teich ont plus que doublé leur domaine vital entre 2017 et 2018, ainsi que leur activité de prospection horizontale. Sur le Teich, les cistudes n'ont accès qu'à des points d'eau douce de petite taille dans un

vaste marais saumâtre à salé, ce qui les contraint habituellement à rester confinées sur les points d'eau douce. Ainsi en 2018, les fortes pluies enregistrées jusqu'en juin (Didier Leveau, communication personnelle) auraient conduit à une désalinisation globale de l'ensemble du site du Teich, ce qui semble avoir permis aux cistudes une plus grande dispersion. Sur l'Etang Noir, il semblerait que les cistudes aient été confrontées à une diminution notable des habitats favorables suite aux fortes chaleurs de 2018, alors que sur le Teich, les fortes pluies hivernales ayant perduré jusqu'en juin 2018 ont ouvert des habitats favorables. Si ces premiers résultats rendent une conclusion confuse par rapport à nos hypothèses, ils sont en accord avec notre prédiction selon laquelle la répartition spatiale des Cistude d'Europe est affectée par les conditions météorologiques de l'année illustratrices des conséquences attendues du changement climatique.

- Etat de référence des sites de suivis

Cette étude montre une variabilité annuelle prononcée des conditions météorologiques, 2018 étant significativement plus chaude et plus sèche que 2017 en saison estivale. De telles différences peuvent être considérées comme illustratrices des conséquences attendues du changement climatique (LE TREUT, 2013) : réchauffement estival. L'année 2017 semble donc représenter « l'état de référence », auquel peuvent être associés différents paramètres liés à la phénologie, à la physiologie et à l'écologie de la Cistude d'Europe (Tab. CXXVIII).

Tab. CXXVIII. « Etat de référence » des sites de zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Nom des sites	Saison de ponte	Effort de ponte (pontes/femelle/an)	Intervalle interponte (j)	Domaine vital (km2)	Prospection horizontale (m/j)
Cistude Nature-Site des Sources	18 mai-9 juillet	2,0	27	0,070	50
Parc Ornithologique du Teich	21 avril-6 juillet	1,33		0,005	15
RNN de L'Etang noir	29 avril-2 juillet	1,5		0,150	70

- Complément et ajustement de la méthode de suivi

En 2018, 3 ajustements majeurs ont bénéficié aux suivis : l'emploi d'émetteurs VHF pour localiser les animaux avant la pose des pièges, l'emploi de pièges neufs et leur redistribution sur les zones les plus profitables identifiées en 2017. Ces ajustements ont probablement contribué à l'augmentation notable de captures de nouveaux individus et aux bons taux de recapture d'une année sur l'autre alors que l'effort de piégeage n'a pas été modifié. Cependant, les VHF semblent plus profitables sur le Teich que sur l'Etang Noir, où le milieu particulièrement impénétrable limite la pose des pièges aux berges de l'étang. En 2019, les émetteurs VHF non utilisés sur l'Etang Noir seront redistribués sur les autres sites. Sur le site des Sources, les conditions exceptionnelles de 2018 (niveau d'eau très bas et disponibilité des agents) n'ont pas permis de renouveler les bons résultats obtenus en 2017. Un effort doit être mis en place sur le site des Sources pour maintenir ce site de référence.

- Evaluation de l'effort d'échantillonnage

Le nombre de points d'échantillonnages (65 pièges sur les sites du Teich et de l'Etang Noir) et la fréquence des sessions (toutes les 3 à 4 semaines selon les sites) semblent adaptés pour mener un suivi régulier des cistudes et atteindre les objectifs de l'étude. Pour rappel, 2 individus équipés mais non recapturés à la fin de la saison 2017 (donc sans VHF) l'ont été en début de saison 2018 : ceci a permis d'actualiser les résultats de 2017 et de maintenir les effectifs pour 2018. Cependant, les effectifs restent encore limités, du fait de la contrainte liée à la masse des GPS qui impose de ne travailler que

sur des individus de plus de 450 g. L'emploi d'unités plus légères permettra d'équiper des individus plus petits et ainsi augmenter les effectifs sans modifier le protocole validé au cours de ces deux années.

- **Perspectives de suivis**

– validation de l'analyse GPS par l'accélérométrie : l'identification des évènements de ponte à partir des positions GPS nocturnes souffre de deux limites : d'une part technique (l'autonomie des batteries n'est que de 4 semaines et ne couvre pas les 3 mois de la période de ponte) et d'autre part d'interprétation (pour 5 des 22 individus équipés sur 2 ans, l'analyse des données GPS seules n'a pas permis d'attribuer de ponte). Nous proposons de pallier aux limites de la méthode GPS en la combinant à une méthode récente basée sur l'accélérométrie embarquée. Un accéléromètre permet d'enregistrer automatiquement, sur plusieurs mois et à très fine échelle (de l'ordre de la seconde), tous les mouvements des animaux tels que la nage, la marche ou encore le creusement d'un nid (MARCHAND & GEORGES, soumis). En déployant simultanément un GPS et un accéléromètre, il est donc possible de confronter les interprétations issues des deux méthodes, trouver des solutions aux interprétations délicates des données GPS et *in fine* valider la méthode de détection des dates de ponte par GPS. En début de saison 2019, nous déploierons donc des accéléromètres ultraminiaturisés sur les femelles également équipées de GPS. Ces accéléromètres seront récupérés à la fin de la saison de ponte (juillet 2019) pour permettre l'analyse séparée puis combinée des données GPS et accélérométriques.

– identification des dates de fin et début de la saison d'activité : les accéléromètres ayant une taille très réduite (<10 g) pour une autonomie de 12 mois, ils peuvent être déployés sur des animaux sans limite de taille et de temps, contrairement aux GPS. Ceci permet d'augmenter le nombre d'animaux suivis (en ciblant des individus de taille < 450 g) pour atteindre l'objectif initial de 15 individus par site et ainsi donner à notre étude une échelle populationnelle. Ainsi, en priorité, les accéléromètres récupérés en juillet 2019 seront remplacés par d'autres unités qui seront déployées jusqu'à la saison suivante. Les accéléromètres excédentaires seront déployés sur des animaux supplémentaires. Les données ainsi collectées permettront d'établir la date d'entrée et de sortie d'hivernage sur une quinzaine d'individus supplémentaires, d'établir les liens avec les conditions environnementales (température de l'air et de l'eau obtenue par les stations météorologiques du programme les sentinelles du climat et par les accéléromètres, respectivement).

– Liée à la poursuite attendue du réchauffement, une augmentation de la température d'incubation des œufs est prédite, conduisant à la féminisation des populations (PIEAU, 1975) ; des enregistreurs de température seront enfouis à une profondeur équivalente à celle des nids de cistude sur les principaux sites de ponte localisés par GPS. Le régime de température auquel sont confrontées les pontes sera ainsi établi pour chaque site pour estimer la sex-ratio à partir de la biologie connue de l'espèce (PIEAU, 1975).

- Perspectives d'analyses mécanistiques et statistiques

Comme énoncé précédemment, l'étude souffre à ce stade d'effectifs limités qui seront complétés à 15 individus par site grâce à l'utilisation d'accéléromètres plus légers que les GPS. De plus, l'étude étant basée sur un suivi longitudinal incomplet (tous les individus suivis en 2017 n'ont pas été systématiquement suivis en 2018), nous sommes confrontés à un cas particulier de pseudoréplication. Cependant, l'amélioration de la méthode d'échantillonnage constatée en 2018 et l'augmentation des effectifs par l'utilisation d'accéléromètres ultra-miniaturisés préfigurent de meilleurs résultats dès l'année prochaine.

Le déploiement d'accéléromètres permettra par ailleurs de définir avec précision les dates de début et fin de la saison d'activité des cistudes en Nouvelle-Aquitaine. Cette information permettra d'établir les liens possibles entre phénologie et conditions environnementales (mesurée par les stations météorologiques du programme les sentinelles du Climat). La prise en compte de ces derniers est essentielle pour parvenir aux objectifs de l'étude.

7. Suivis des indicateurs biologiques des écosystèmes forestiers

7.1 Communautés végétales de forêts à hêtre de plaine

Auteurs : Kévin Romeyer, Rémi David, Contributeur : Laurent Chabrol

Le Hêtre (*Fagus sylvatica*) et son cortège d'espèces typiques se développent préférentiellement sous un climat tempéré bien arrosé et dont les températures restent assez fraîches (RAMEAU *et al.*, 1989 ; RAMEAU *et al.*, 1993). Cela correspond, en France, aux zones montagneuses et au nord et à l'est du pays. Les forêts à Hêtre de plaine trouvent donc leur limite sud-occidentale d'aire de répartition en Nouvelle-Aquitaine et forment ainsi des habitats intéressants à suivre par rapport aux changements climatiques car particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresses et de canicules plus intenses (LEBOURGEOIS *et al.*, 2005 ; PIEDALLU *et al.*, 2009 ; MARAGE & GEGOUT, 2010 ; BERTRAND, 2012). Le climat régional évoluant notamment vers des étés plus chauds, plus longs et plus secs (LE TREUT, 2018) impacterait donc directement ces forêts déjà relictuelles.

L'étude et le suivi des communautés végétales de ces forêts à Hêtre dans le contexte du changement climatique découlent de leur sensibilité face à ce changement, se traduisant par des dépérissements accrus, une baisse voire une absence de régénération du Hêtre, une contraction et une fragmentation de leur niche climatique ainsi qu'un remplacement d'espèces (BERTRAND, 2012) au profit de végétations forestières plus sèches et plus thermophiles.

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur ces végétations, l'objectif est de définir leur enveloppe climatique et de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, spectre chorologique) ; 2- leur structure (dominance et fréquence relative des espèces) ; 3- leur régénération (densité des semis, mortalité) et 4- les paramètres pédologiques influençant le développement des espèces (pH, réserve utile, nutriments disponibles).

Suite à une étude préliminaire sur l'état des connaissances sur les communautés végétales de forêts à Hêtre de Nouvelle-Aquitaine et des tests sur le terrain pour mettre en œuvre leur suivi en 2017, l'année 2018 était dédiée à la mise en place des dispositifs et à une première lecture sur un premier lot de sites. Le travail mené permet de définir un état de référence sur ces sites et de préciser quelques éléments de protocole.

7.1.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

La sélection des sites de suivis de forêts à Hêtre a tenu compte de leur répartition à l'échelle du territoire, de la variabilité des communautés végétales existantes et de la pérennité d'accès et de suivi. Des indices d'état ont permis de sélectionner les sites les plus favorables pour isoler au mieux le facteur climatique. Les critères sont développés au sein du Tome IV (MALLARD, 2017b).

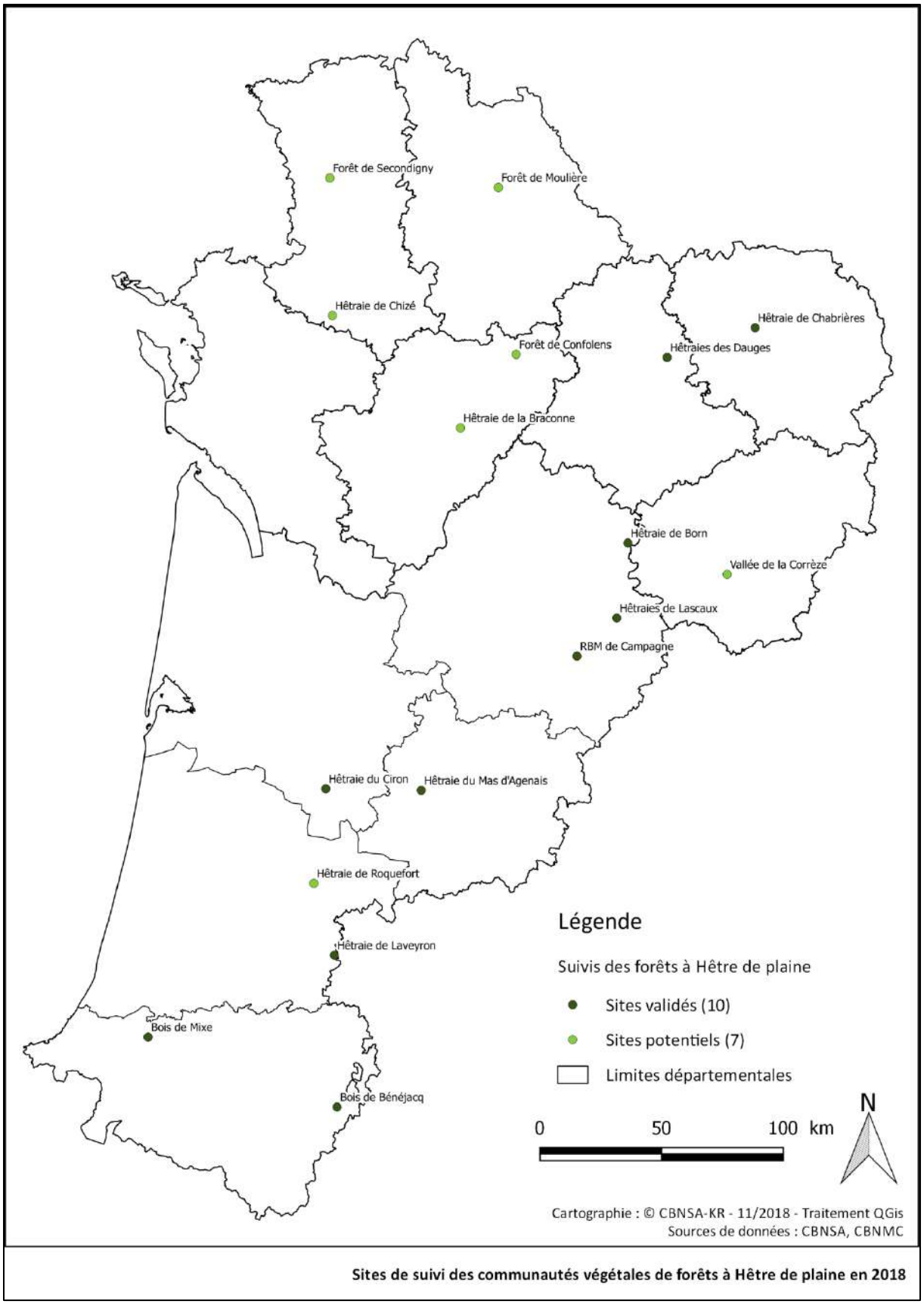
En 2017, 3 sites avaient été équipés de dispositifs et ont fait l'objet de tests méthodologiques. En 2018, 7 nouveaux sites ont été instrumentalisés et l'ensemble des 10 sites validés en ex-Aquitaine et Limousin ont été suivis. Des prospections menées dans les Deux-Sèvres et en Charente ont permis de cibler des secteurs d'intérêt pour étendre le réseau de sites dans l'ex-région Poitou-Charentes en 2019.

- **Description des sites choisis**

Au total, 10 sites de forêts à Hêtre sont validés en 2018 et 7 devraient être rajoutés en 2019 (Fig. 317) pour obtenir un échantillonnage représentatif aux niveaux géographique et des types de communautés.

En termes de communautés végétales, les sites échantillonnés se répartissent entre 4 types d'habitats forestiers :

- 2 sites (Hêtraie de Lascaux et RBM de Campagne) se rattacheraient aux hêtraies-chênaies mésoxérophiles calcicoles collinéennes à montagnardes (*Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae* Tüxen *ex* Willner 2002),
- 2 sites (Bois de Mixe, Hêtraie du Ciron) se rattacheraient aux hêtraie-chênaies-charmaies mésophiles acidiclines à calcicoles planitiaires à collinéennes (*Carpino betuli – Fagion sylvaticae* Bœuf, Renaux et Royer *in* Bœuf 2011),
- 3 sites (Forêt de Born, Hêtraie de Chabrières et Hêtraie des Dauges) se rattacheraient aux hêtraies-chênaies mésophiles acidiphiles mésothermes collinéennes sous climat atlantique humide (*Ilici aquifoliae – Quercenion petreae* Rameaux *ex.* Renaux & *al*. prov.),
- 3 sites (Bois de Bénéjacq, Hêtraie de Laveyron et Hêtraie du Mas d'Agenais) se rattacheraient aux forêts mésophiles acidiphiles collinéennes thermo-atlantiques (*Quercion pyrenaicae* Rivas-Goday *ex* Rivas Mart. 1965).



Sites de suivi des communautés végétales de forêts à Hêtre de plaine en 2018

Fig. 317. Situation géographique des sites validés et potentiels pour le suivi des communautés végétales de forêts à Hêtre.

Les caractéristiques des sites validés pour les suivis de forêts à Hêtre (dénomination, commune, superficie, statut, gestionnaire…) sont détaillées ci-dessous (Tab. CXXIX).

Tab. CXXIX. Caractéristiques des sites de suivis mis en place en 2018.

Dép.	Commune	Nom du site	Superficie (m2)	Statut	Propriétaire/ Gestionnaire	Accord	Structure en charge des suivis	Observateurs	Latitude	Longitude
64	Bénéjacq	Bois de Bénéjacq	8730	Public (forêt communale)	ONF – UT Laruns-Nay	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
64	Orègue	Bois de Mixe	8946	Public (forêt syndicale)	ONF – UT Bayonne	Oui	CBNSA		[redacted]	[redacted]
24	Saint Mesmin	Hêtraie de Born	3204	Public (forêt domaniale)	ONF – UT Dordogne-Centre Gironde	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
23	Guéret	Hêtraie de Chabrières		Public (forêt domaniale)	ONF	Oui	CBNMC	Laurent Chabrol	[redacted]	[redacted]
24	Montignac	Hêtraie de Lascaux	3883	Public	DRAC Nouvelle-Aquitaine	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
40	Lussagnet	Hêtraie de Laveyron	4000	Public (forêt domaniale)	ONF – UT Lot-et-Garonne-Roquefort	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
87	Saint Léger la Montagne	Hêtraie des Dauges		RNN	CEN Limousin	En cours	CBNMC	Laurent Chabrol	[redacted]	[redacted]
33	Préchac	Hêtraie du Ciron	4546	Privé	Syndicat Mixte d'Aménagement du bassin versant du Ciron	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
47	Le Mas d'Agenais	Hêtraie du Mas d'Agenais	9665	Public (forêt communale)	ONF – UT Lot-et-Garonne-Roquefort	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]
24	Campagne	Réserve biologique mixte de Campagne	5213	Public - RBI (forêt départementale)	ONF – UT Dordogne-Centre Gironde	Oui	CBNSA	Kévin Romeyer	[redacted]	[redacted]

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le suivi des forêts à Hêtre en lien avec les évolutions climatiques dans le cadre du programme les sentinelles du climat reprend les mêmes principes d'échantillonnage que pour les suivis du réseau RENECOFOR (ULRICH, 1995) avec quelques ajustements (MALLARD, 2017b). L'objectif est ici d'assurer la compatibilité des protocoles et des données collectées entre ces 2 programmes de suivis.

Pour chaque site, une placette forestière est définie de façon à ce que les critères d'homogénéité physionomique, floristique et écologique (exposition, pente, substrat) soient respectés sur une surface minimale de 3 hectares. Cette placette forme la zone de suivi des paramètres floristiques, pédologiques et microclimatiques.

Les suivis floristiques sont opérés au moyen de 4 bandes de 50 par 2 mètres (100m²) disposées de façon indépendante au sein de la placette forestière. Chaque bande est matérialisée par 2 bornes de géomètres aux extrémités. En plus, afin de faciliter la relocalisation des bandes, un marquage des arbres les plus proches des bornes avec une peinture adaptée (couleur utilisée à définir avec le gestionnaire pour ne pas rentrer en conflit avec un autre type de marquage) est effectué. Il prend la forme d'une croix de 20 à 40 centimètres de côté dessinée entre 1 et 1,5 mètre de hauteur en direction de la borne (Fig. 318).

Les suivis pédologiques visent à caractériser le type de sol, son fonctionnement et ses caractéristiques physico-chimiques. Ils sont réalisés, d'une part, à travers une fosse pédologique de 30-40 centimètres de profondeur placée dans une zone représentative de la placette forestière et en

dehors de l'emprise des bandes ; et d'autre part via des échantillons composites des horizons superficiels du sol prélevés en 5 points de la placette, en théorie aux 4 coins et au centre.



Fig. 318. Illustration du marquage d'arbre proche d'une borne de géomètre

Enfin, les suivis microclimatiques sont obtenus grâce à une station météorologique type HOBO mise en place dans la placette.

Protocole de réalisation des photos des points d'échantillonnage

Afin de relocaliser facilement les dispositifs de suivis et de garder une trace visuelle du contexte de chaque lecture, des prises de vue sont effectuées systématiquement, selon les dispositifs, de la façon suivante :

- Pour chaque borne de géomètre : 1 photo en portrait dans l'axe de la bande (matérialisée par un décamètre tendu) avec la borne au premier plan + 2 photos en portrait de part et d'autre de la bande + 1 photos en paysage de la borne en direction de l'arbre marqué (Fig. 318).
- Pour chaque bande : 1 photo en portrait à 25m (mi-bande) dans l'axe de la bande (matérialisée par un décamètre tendu) prise en direction de la borne de départ + 1 photo en portrait à 25m dans l'axe de la bande prise en direction de la borne d'arrivée
- Pour la fosse pédologique : 1 photo en paysage de l'ensemble de la fosse + 1 photo en portrait du profil pédologique complet avec un objet donnant l'échelle.
- Pour la carotte pédologique : 1 photo de l'ensemble de la carotte dans une gouttière graduée + 1 photo rapprochée par tranche de 20 centimètres.

Les 10 sites validés et suivis en 2018 disposent chacun de 4 bandes et donc de 8 bornes de géomètre géoréférencées. En plus, une fosse pédologique a été creusée sur la plupart des sites. Les caractéristiques de ces dispositifs sont précisées dans le tableau ci-dessous (Tab. CXXX) qui synthétise, par site, le code du suivi utilisé, les types de dispositifs, leur surface respective et leurs coordonnées GPS au format WGS 84.

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sont présentées en annexes (Annexe 19).

Tab. CXXX. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis mis en place en 2018.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type de dispositif	N° Bande	Surface (en m²)	Latitude	Longitude
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ01S	Bande RENECOFOR	1D	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ01S	Bande RENECOFOR	1F	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ02S	Bande RENECOFOR	2D	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ02S	Bande RENECOFOR	2F	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ03S	Bande RENECOFOR	3D	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ03S	Bande RENECOFOR	3F	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ04S	Bande RENECOFOR	4D	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ04S	Bande RENECOFOR	4F	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Bénéjacq	20180627-BENJ	Fosse pédologique			[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE01S	Bande RENECOFOR	1D	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE01S	Bande RENECOFOR	1F	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE02S	Bande RENECOFOR	2D	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE02S	Bande RENECOFOR	2F	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE03S	Bande RENECOFOR	3D	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE03S	Bande RENECOFOR	3F	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE04S	Bande RENECOFOR	4D	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE04S	Bande RENECOFOR	4F	100	[redacted]	[redacted]
64	Bois de Mixe	20180711-MIXE	Fosse pédologique			[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN01S	Bande RENECOFOR	1D	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN01S	Bande RENECOFOR	1F	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN02S	Bande RENECOFOR	2D	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN02S	Bande RENECOFOR	2F	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN03S	Bande RENECOFOR	3D	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN03S	Bande RENECOFOR	3F	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN04S	Bande RENECOFOR	4D	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN04S	Bande RENECOFOR	4F	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Born	20180718-BORN	Fosse pédologique			[redacted]	[redacted]

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type de dispositif	N° Bande	Surface (en m²)	Latitude	Longitude
24	Hêtraie de Lascaux	20180531-LASC01S	Bande RENECOFOR	1D	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Lascaux	20180531-LASC01S	Bande RENECOFOR	1F	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Lascaux	20180531-LASC02S	Bande RENECOFOR	2D	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Lascaux	20180531-LASC02S	Bande RENECOFOR	2F	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Lascaux	20180531-LASC03S	Bande RENECOFOR	3D	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Lascaux	20180531-LASC03S	Bande RENECOFOR	3F	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Lascaux	20180531-LASC04S	Bande RENECOFOR	4D	100	[redacted]	[redacted]
24	Hêtraie de Lascaux	20180531-LASC04S	Bande RENECOFOR	4F	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR01S	Bande RENECOFOR	1D	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR01S	Bande RENECOFOR	1F	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR02S	Bande RENECOFOR	2D	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR02S	Bande RENECOFOR	2F	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR03S	Bande RENECOFOR	3D	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR03S	Bande RENECOFOR	3F	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR04S	Bande RENECOFOR	4D	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR04S	Bande RENECOFOR	4F	100	[redacted]	[redacted]
40	Hêtraie de Laveyron	20180613-LAVR	Fosse pédologique			[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO01S	Bande RENECOFOR	1D	100	[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO01S	Bande RENECOFOR	1F	100	[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO02S	Bande RENECOFOR	2D	100	[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO02S	Bande RENECOFOR	2F	100	[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO03S	Bande RENECOFOR	3D	100	[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO03S	Bande RENECOFOR	3F	100	[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO04S	Bande RENECOFOR	4D	100	[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO04S	Bande RENECOFOR	4F	100	[redacted]	[redacted]
33	Hêtraie du Ciron	20180612-CIRO	Fosse pédologique			[redacted]	[redacted]
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA01S	Bande RENECOFOR	1D	100	[redacted]	[redacted]
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA01S	Bande RENECOFOR	1F	100	[redacted]	[redacted]
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA02S	Bande RENECOFOR	2D	100	[redacted]	[redacted]
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA02S	Bande RENECOFOR	2F	100	[redacted]	[redacted]
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA03S	Bande RENECOFOR	3D	100	[redacted]	[redacted]
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA03S	Bande RENECOFOR	3F	100	[redacted]	[redacted]
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA04S	Bande RENECOFOR	4D	100	[redacted]	[redacted]

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type de dispositif	N° Bande	Surface (en m²)	Latitude	Longitude
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA04S	Bande RENECOFOR	4F	100	[redacted]	[redacted]
47	Hêtraie du Mas d'Agenais	20180611-MASA	Fosse pédologique			[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP01S	Bande RENECOFOR	1D	100	[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP01S	Bande RENECOFOR	1F	100	[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP02S	Bande RENECOFOR	2D	100	[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP02S	Bande RENECOFOR	2F	100	[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP03S	Bande RENECOFOR	3D	100	[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP04S	Bande RENECOFOR	3F	100	[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP04S	Bande RENECOFOR	4D	100	[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP03S	Bande RENECOFOR	4F	100	[redacted]	[redacted]
24	RBM de Campagne	20180719-CAMP	Fosse pédologique			[redacted]	[redacted]

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

A l'échelle de la placette forestière, un relevé phytosociologique permet d'établir un inventaire floristique exhaustif tout en récapitulant les caractères écologiques et de structuration de la communauté végétale suivie. Les détails du protocole se retrouvent dans le Tome IV (MALLARD, 2017b). En complément, un inventaire bryologique exhaustif est réalisé sur l'ensemble de la placette tenant compte de tous les micro-habitats accessibles.

A l'échelle des bandes, c'est le protocole RENECOFOR (ULRICH, 1995) qui est retenu pour suivre l'évolution du cortège floristique. Le champ taxonomique est ici élargi par rapport au protocole initial avec l'inventaire des bryophytes sur chaque bande. La détermination des espèces se base sur l'utilisation de différentes flores et utilise *in fine* le référentiel taxonomique TaxRef ((GARGOMINY *et al.*, 2015).

Les paramètres de structuration du sous-bois et de fréquence des taxons sont obtenus à travers la méthode des points-contacts avec un pas fixé arbitrairement à 25 centimètres (MALLARD, 2017b). L'écart entre 2 points a fait l'objet d'un examen des premiers résultats de relevés points-contacts pour définir le meilleur compromis entre d'une part l'effort d'échantillonnage, et d'autre part la précision de la donnée en vue de son interprétation en termes de structure de la végétation.

Enfin, la régénération forestière et le recrutement sont estimés pour chaque bande par une quantification des dryades (*Fagus sylvatica*, *Quercus* div. sp, *Carpinus betulus*) par classes d'âges définies par la hauteur (semis de l'année, 1-10 cm, 11-30 cm, 31-200 cm). Cette quantification pourra être directe par comptage dans le cas d'une régénération faible ou bien notée par classes d'effectifs (1-10, 11-50, 51-100, >100) si les individus sont trop nombreux.

En ce qui concerne la dimension pédologique, la caractérisation du type de sol et de son fonctionnement sont réalisées à travers une description du profil pédologique (BAIZE & GIRARD, 2009). Cela résulte d'abord de l'ouverture d'une fosse carrée de 40 à 50 centimètres de côté et de 30 à 40 centimètres de profondeur à l'aide d'une bèche et d'une pioche, complétée par un carottage à la tarière pour descendre, si possible, jusqu'à 1 à 1,20 mètre. Les paramètres d'épaisseur, de texture, de structure,

de couleur, d'humidité, de pierrosité et de traces d'hydromorphie sont recensés pour chacun des horizons identifiés. Les caractéristiques physico-chimiques du sol sont obtenues à l'échelle du profil pédologique par des prélèvements d'échantillons de chaque horizon. Pour les horizons superficiels du sol (20 premiers centimètres), interagissant directement avec la végétation, évoluant plus rapidement que les horizons profonds et dont les constituants chimiques peuvent être spatialement hétérogènes, 5 échantillons composites sont prélevés à l'aide d'une tarière aux 4 coins de la placette et en son centre. Chacun des échantillons prélevés est placé dans un sac de congélation identifié et maintenu dans un endroit frais et sec en attendant d'être transmis à un laboratoire pour la réalisation des analyses physico-chimiques. Le détail de ces analyses sera précisé dans un futur rapport.

- Nombre et délai entre campagnes de relevés

Le protocole RENECOFOR relatif au suivi floristique est basé sur la réalisation d'une campagne de relevés tous les 5 ans avec 2 passages au cours de la saison : précoce entre mi-mars et fin avril afin de relever les géophytes notamment ; et estival entre mi-juin et fin juillet pour identifier l'ensemble du cortège (ULRICH, 1995).

Dans le cadre du programme « Sentinelles du climat », 2 campagnes de relevés par site sont visées d'ici 2021 pour calibrer le suivi. La première campagne, effectuée en 2018 ou 2019 selon les sites, est réalisée à travers un unique passage entre fin mai et fin juillet, correspondant à la période de développement optimal des végétations. La période de passage est ici volontairement plus longue que la période « estivale » définie par RENECOFOR afin de parer aux aléas de la validation des sites et de la mise en place des suivis (Tab. CXXXI).

Ensuite, afin de synchroniser le réseau de suivis forestiers « Sentinelles du climat » avec RENECOFOR, une seconde campagne sera effectuée en 2020. Dans ce contexte, la période de suivi se calquera sur la période « estivale » de RENECOFOR pour garder une synergie entre réseaux et assurer la mise en commun et la comparaison des données. La pertinence et la possibilité d'un passage précoce seront étudiées ultérieurement.

Tab. CXXXI. Dates des suivis 2017 et 2018 de communautés végétales de forêts à Hêtre.

Nom du site	Date passage 1	Date passage 2	Observateur(s)
Bois de Bénéjacq	27/06/2018		CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBNSA)
Bois de Mixe	11/07/2018		CHARISSOU Isabelle, ROMEYER Kevin (CBNSA)
Hêtraie de Born	18/07/2018		CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBNSA)
Hêtraie de Chabrières	08/2018		CHABROL Laurent (CBNMC)
Hêtraie de Lascaux	31/05/2018		CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBNSA)
Hêtraie de Laveyron	13/06/2018		CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBNSA)
Hêtraie des Dauges	25/07/2018		CHABROL Laurent (CBNMC), ROMEYER Kévin (CBNSA)
Hêtraie du Ciron	12/06/2018		CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBNSA), MALLARD Fanny (Cistude Nature)
Hêtraie du Mas d'Agenais	13/06/2017	11/06/2018	CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, LAFON Pierre, ROMEYER Kevin (CBNSA)
Réserve Biologique Mixte de Campagne	19/07/2018		CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBNSA)

- **Fiche de relevés**

La fiche de relevé est constituée de 3 parties relatives aux différents paramètres suivis :

- Bordereau d'inventaire phytosociologique pour le relevé RENECOFOR ;
- Bordereau de points-contacts avec un pas de 25 centimètres pour l'évaluation de la structure du sous-bois ;
- Bordereau pédologique pour la description du sol

Cette fiche est présentée en annexe (Annexe 20) mais devra être revue ultérieurement pour affiner les paramètres de description pédologique et intégrer les indicateurs de régénération.

- **Analyse quantitative des données de points-contacts**

On cherche à estimer un seuil minimal pour le pas d'échantillonnage en-dessous duquel ne pas descendre mais qui permettrait de ne pas consacrer à cette phase de mesure plus que l'effort nécessaire. L'objectif recherché est de libérer du temps pour d'autres mesures qui n'ont en général pas pu être mises en place pour l'instant (recensement des semis de l'année pour certaines espèces d'arbres dont le hêtre par exemple).

Les effectifs de chacune des espèces rencontrées par la méthode des points-contacts et observés pour différents pas d'échantillonnage ont tout d'abord été comparés de façon simple, de manière à vérifier la proportionnalité des résultats. Dans un second temps, des Diagrammes Rang/Fréquence (DRF) (FRONTIER, 1976 ; FRONTIER, 1985) ont été réalisés pour déterminer l'impact d'un changement de pas d'échantillonnage sur la mesure de la structure du sous-bois (Fig. 319). Ces diagrammes peuvent faire l'objet de traitements divers qui mènent à l'établissement d'indices de Distribution Relative d'Abondance (DRA) (MOUILLOT & LEPRETRE, 2000). Ces indices, qui facilitent la comparaison entre les DRF, n'ont pas pu être calculés ici faute de temps. Nous nous baserons donc pour l'instant sur l'analyse visuelle des diagrammes et leur confrontation.

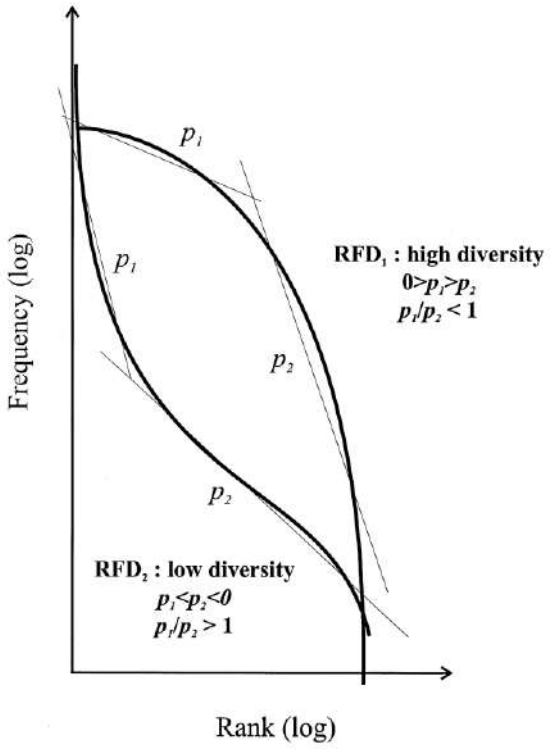


Fig. 319. Exemple de DRF avec deux courbes schématiques correspondant à des types de végétation caractéristiques (issu de Mouillot & Leprêtre, 2000)

7.1.2 Résultats exploratoires

- Etat de référence des sites

L'année 2018 étant la première année de suivi pour les communautés végétales de forêts à Hêtre, seuls sont présentés ici les résultats bruts issus de la lecture des bandes RENECOFOR ainsi que la synthèse des données obtenues par la méthode des points-contacts par site. Ces résultats sont accompagnés d'éléments descriptifs brefs servant à définir un état de référence de chaque site.

La liste floristique établie pour chaque placette forestière est détaillée en annexe (Annexe 21).

Bois de Bénéjacq (Bénéjacq, 64)

Le site du « Bois de Bénéjacq » correspond à une hêtraie-chênaie acidiphile de climat atlantique, se rattachant aux *Quercetalia roboris* Tüxen 1931 *in* Barner 1931, dénotée par la présence d'*Ilex aquifolium, Blechnum spicant, Vaccinium myrtillus, Lonicera periclymenum* et *Luzula sylvatica* en plus de *Fagus sylvatica*. La communauté végétale relevée ici se situe à l'interface écologique et climatique entre les forêts acidiphiles collinéennes thermo-atlantiques du *Quercion pyrenaicae* et les hêtraies-chênaies acidiphiles mésothermes et plutôt nord à subatlantique de l'*Ilici aquifoliae – Quercenion petreae*.

Il s'agit d'une forêt assez peu diversifiée avec 37 taxons identifiés sur l'ensemble des bandes RENECOFOR dont seulement 18 de plantes vasculaires (Tab. CXXXII), montrant bien le caractère acide et relativement pauvre du sol.

Tab. CXXXII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 des bandes RENECOFOR (Bois de Bénéjacq).

Site			Bois de Bénéjacq			
Commune			BENEJACQ (64)			
Observateurs			CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique)			
Date			27/06/2018			
Topographie paysagère			Haut de versant			
Pente			1 à 6°			
Exposition			Ouest			
Texture sol			Limoneuse			
Eléments grossiers			Cailloux (2-5cm)			
Type de sol			Brunisol (Dystrique) luvique			
Type d'humus			Moder			
Epaisseur d'humus (en cm)			3,5			
Profondeur du sol (en cm)			> 90			
Hydromorphie édaphique			Sec			
Roche mère (BRGM 1/50000)			Alluvions à gros galets et matrice argileuse			
id_OBV			470733	470741	470752	470760
Code suivi			20180627-BENJ01S	20180627-BENJ02S	20180627-BENJ03S	20180627-BENJ04S
N° bande			**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**
Surface (en m²)			100	100	100	100
Litiere (%)			75	75	60	80
Sol nu (%)			5	5	3	5
A / Strate arborée - recouvrement (%)			75	65	75	75
A / Strate arborée - hauteur moyenne (en m)			25	22	25	25
a / Strate arbustive - recouvrement (%)			5	7	5	4
a / Strate arbustive - hauteur moyenne (en m)			2	3	2	3
h / Strate herbacée - recouvrement (%)			35	40	55	50
h / Strate herbacée - hauteur moyenne (en m)			0.3	0.3	0.3	0.25
m / Strate bryophytes - recouvrement (%)			3	8	3	5
cd_ref	taxon	strate	Abondance/dominance			
85903	Betula pendula Roth, 1788	A			1	
89304	Castanea sativa Mill., 1768	A		2	1	
97947	Fagus sylvatica L., 1753	A	3	2	3	3
116744	Quercus petraea Liebl., 1784	A	3	4		2
116759	Quercus robur L., 1753	A			3	3
116842	Quercus x rosacea Bechst., 1813	A	2			1
89304	Castanea sativa Mill., 1768	a			+	
97947	Fagus sylvatica L., 1753	a	+	1	1	
100787	Hedera helix L., 1753	a	+			
103514	Ilex aquifolium L., 1753	a	1	1	1	1
85418	Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838	h	1	1	1	+
86101	Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	h	+		1	1
88775	Carex pilulifera L., 1753	h	1	+	+	
88905	Carex sylvatica Huds., 1762	h		r		
89304	Castanea sativa Mill., 1768	h	+	+	+	+
97947	Fagus sylvatica L., 1753	h	1	1	1	1
100787	Hedera helix L., 1753	h	2	1	2	2
103514	Ilex aquifolium L., 1753	h	2	1	1	2
104173	Juncus effusus L., 1753	h		r		
106581	Lonicera periclymenum L., 1753	h	2	2	2	2
106863	Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin, 1811	h	2	2	3	2
116265	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	h	1		+	1
116744	Quercus petraea Liebl., 1784	h	2	2		1
116759	Quercus robur L., 1753	h			2	2
116842	Quercus x rosacea Bechst., 1813	h	1			+
197281	Rubus L., 1753	h	1	2	2	1
128345	Vaccinium myrtillus L., 1753	h		2	+	1
6628	Calypogeia arguta Nees & Mont., 1838	m	+		+	+
4419	Campylopus introflexus (Hedw.) Brid., 1819	m		+		
4446	Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	m	+	+	+	+
4754	Dicranum scoparium Hedw., 1801	m		+		
6507	Diplophyllum obtusifolium (Hook.) Dumort., 1835	m		+		
5873	Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	m		+		
6677	Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	m	+	+		
6033	Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	m	+ *cf	+ *cf	+ *cf	+ *cf
5892	Isothecium myosuroides Brid., 1827	m	+	+	+	+
4771	Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	m	+	+	+	+
6246	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	m	+	+		+
6713	Microlejeunea ulicina (Taylor) A.Evans	m		+	+	
5025	Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	m		+		
5045	Orthotrichum striatum Hedw., 1801	m	+	+		
6099	Platygyrium repens (Brid.) Schimp., 1851	m		+	+	+
4823	Pleuridium acuminatum Lindb., 1863	m		+	+	+
3865	Polytrichum formosum Hedw., 1801	m		+		
5049	Ulota bruchii Hornsch. ex Brid., 1827	m	+	+	+	+
5051	Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	m		+		
	Richesse spécifique		28	36	29	28

Au niveau bryologique, 31 espèces ont été recensées sur la placette forestière (2 espèces saprolignicoles, 15 corticoles, 7 terricoles, 3 humo-terricoles, 4 humo-corticoles). Les espèces corticoles sont les plus nombreuses, comptant parmi elles *Neckera pumila* et *Platygyrium repens*, espèces peu observées, signifiant une ambiance plutôt sciaphile et fraîche et un caractère climacique. Ces éléments laissent penser à une certaine maturité et ancienneté de la forêt. A noter la présence de *Campylopus introflexus* sur la parcelle qui est une espèce exogène dite invasive, plutôt pionnière et xérophile s'installant à la faveur de trouées dans le sous-bois.

Tab. CXXXIII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 par points-contacts (Bois de Bénéjacq).

Taxons	Total Bande 1	Total Bande 2	Total Bande 3	Total Bande 4
Avenella flexuosa	31	18	11	1
Blechnum spicant	2		4	3
Castanea sativa (plantule)		1		
Carex pilulifera	1			
Fagus sylvatica (0-10)			1	
Fagus sylvatica (10-30)	5	1	2	1
Fagus sylvatica (30-200)		4	2	2
Hedera helix	38	11	21	24
Ilex aquifolium	28	2	5	3
Juncus effusus		2		
Lonicera periclymenum	19	25	46	21
Luzula sylvatica	42	55	107	74
Pteridium aquilinum	2			4
Quercus sp. (plantule)	24	26		21
Rubus sp.	2	22	11	2
Vaccinium myrtillus		36		1
	194	203	210	157
Litière	68	55	48	78

Le tableau ci-dessus (Tab. CXXXIII) permet d'évaluer le couvert végétal en termes de structuration. Sur le site du « Bois de Bénéjacq », *Luzula sylvatica* est largement dominante, liée à son port cespiteux et à sa capacité de reproduction végétative, ponctuant le sous-bois par tâches plus ou moins étendues. Certaines espèces sont constantes, réparties de façon homogène, mais peu recouvrantes (*Hedera helix, Lonicera periclymenum, Avenella flexuosa*) tandis que d'autres sont plus ponctuelles mais agglomérées (*Vaccinium myrtillus, Ilex aquifolium*). Enfin, un dernier lot se compose d'espèces plutôt rares et ponctuelles (*Blechnum spicant, Pteridium aquilinum*...). La litière occupe également une place non négligeable avec près de 25% en moyenne des contacts. Cela semble lié au type d'humus (moder) sur lequel la matière organique se dégrade assez lentement et peut s'accumuler, laissant moins d'espace et de nutriments aux plantes et aux mousses.

Concernant le Hêtre (*Fagus sylvatica*), sa régénération se montre assez faible et éparse avec très peu de semis. Cet indice de régénération tiré de la structure du sous-bois serait à mettre en relation avec un comptage d'individus plus direct, ce qui n'a pas pu être réalisé lors de cette lecture.

L'objet de ce suivi sera donc de surveiller la régénération du Hêtre ainsi que la dynamique de plusieurs espèces structurantes de cette communauté végétale et/ou indicatrices d'un climat assez

humide et plutôt frais (*Vaccinium myrtillus, Luzula sylvatica, Blechnum spicant*), potentiellement sensibles à des périodes plus chaudes et plus sèches répétées.

Bois de Mixe (Orègue, 64)

Le site du « Bois de Mixe » correspond à une hêtraie-chênaie neutro-acidicline collinéenne, se rattachant au *Carpino betuli – Fagion sylvaticae*. La communauté végétale relevée ici se rapproche plus particulièrement des hêtraies-chênaies sous climat thermo-atlantique arrosé de l'*Androsaemo officinalis – Fagenion sylvaticae* Timbal et al. 2008 nom. ined. (art. 1) et nom. prov. (art. 3b). Cela se dénote par la présence d'*Ilex aquifolium, Blechnum spicant, Hypericum androsaemum, Sorbus torminalis, Ranunculus tuberosus, Brachypodium sylvaticum, Carex umbrosa* et *Ruscus aculeatus* notamment, en plus de *Fagus sylvatica*. L'affinité montagnarde de ce boisement est décelée à travers la présence d'*Euphorbia hyberna, Acer pseudoplatanus, Helleborus viridis* et *Tractema lilio-hyacinthus*.

Il s'agit d'une forêt assez diversifiée avec 70 taxons identifiés sur l'ensemble des bandes RENECOFOR dont 35 de plantes vasculaires (Tab. CXXXIV), montrant bien le caractère neutre et plutôt riche du sol.

En termes de bryophytes, 45 espèces ont été recensées sur la placette dont 6 espèces saprolignicoles, 18 corticoles, 12 terricoles, 6 humo-terricoles, 2 humo-corticoles et 1 saxicole. Nous trouvons par ailleurs des espèces recherchant l'humidité telles que *Mnium hornum*, *Homalia trichomanoides* et *Pellia epiphylla*. Sur cette placette en pente, des arbres morts au sol laissés en place autorisent une proportion d'espèces saprolignicoles élevée, dont la présence d'une espèce rare, *Odontoshisma denudatum*. Les espèces corticoles demeurent toujours dominantes et comptent parmi elles *Neckera pumila,* indicatrice de boisements anciens.

Tab. CXXXIV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 des bandes RENECOFOR (Bois de Mixe).

Site			Bois de Mixe			
Commune			OREGUE (64)			
Observateurs			CHARISSOU Isabelle, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique)			
Date			11/07/2018			
Topographie paysagère			Bas de versant			
Pente			6 à 27°			
Exposition			Nord-Est			
Texture sol			Limoneuse			
Eléments grossiers			Cailloux (2-5cm) et pierres (5-20cm)			
Type de sol			Brunisols (?)			
Type d'humus			Mésomull			
Epaisseur d'humus (en cm)			0.03			
Profondeur du sol (en cm)			60			
Hydromorphie édaphique			Frais			
Roche mère (1/50000)			Flysch de Mixe			
id_OBV			470648	470672	470695	470710
Code suivi			20180711-MIXE01S	20180711-MIXE02S	20180711-MIXE03S	20180711-MIXE04S
N° bande			**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**
Surface (en m²)			100	100	100	100
Litiere (%)			65	60	65	65
Sol nu (%)			10	5	5	3
A / Strate arborée - recouvrement (%)			90	95	90	85
A / Strate arborée - hauteur moyenne (en m)				28	28	28
a / Strate arbustive - recouvrement (%)			3	10	12	8
a / Strate arbustive - hauteur moyenne (en m)				4	3.5	4
h / Strate herbacée - recouvrement (%)			55	60	45	50
h / Strate herbacée - hauteur moyenne (en m)				0.35	0.25	0.3
h / Strate herbacée - hauteur moyenne min (en m)				0.15	0.1	0.15
h / Strate herbacée - hauteur moyenne max (en m)			0.7			
m / Strate bryophytes - recouvrement (%)			8	10	8	10
cd_ref	taxon	strate	Abondance/dominance			
97947	Fagus sylvatica L., 1753	A	4	4	5	4
116744	Quercus petraea Liebl., 1784	A	2			
116759	Quercus robur L., 1753	A				1
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	A	+		+	1
79783	Acer pseudoplatanus L., 1753	a			+	
92606	Corylus avellana L., 1753	a		+		
92876	Crataegus monogyna Jacq., 1775	a		1		1
97947	Fagus sylvatica L., 1753	a			1	
103514	Ilex aquifolium L., 1753	a	1	1	2	
80990	Ajuga reptans L., 1753	h		+		
82637	Anemone nemorosa L., 1753	h			+	+
85852	Betonica officinalis L., 1753	h	+		+	+
86101	Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	h	2	1	1	1
86305	Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.Beauv., 1812	h	+		+	+
88775	Carex pilulifera L., 1753	h				+
88905	Carex sylvatica Huds., 1762	h		+		
88927	Carex umbrosa Host, 1801	h	2	1	2	1
97452	Euphorbia amygdaloides L., 1753	h	+	+	+	+
97502	Euphorbia dulcis L., 1753	h	+	+	1	+
97544	Euphorbia hyberna L., 1753	h	1		+	+
97947	Fagus sylvatica L., 1753	h	1	1	1	+
100787	Hedera helix L., 1753	h	2	3	2	2
101202	Helleborus viridis L., 1753	h		+		
103245	Hypericum androsaemum L., 1753	h		+	+	
103514	Ilex aquifolium L., 1753	h	1	1	1	+
106581	Lonicera periclymenum L., 1753	h	2	2	2	1
114297	Poa nemoralis L., 1753	h	r		+	+
114611	Polygonatum multiflorum (L.) All., 1785	h	r	+		
116265	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	h	1	1	1	+
116416	Pulmonaria longifolia (Bastard) Boreau, 1857	h			+	
116744	Quercus petraea Liebl., 1784	h	1			
116759	Quercus robur L., 1753	h		+		+
116762	Quercus rubra L., 1753	h			+	+
117262	Ranunculus tuberosus Lapeyr., 1813	h	+			
197281	Rubus L., 1753	h	+	+	+	+
119698	Ruscus aculeatus L., 1753	h	2	3	2	2
124205	Solidago virgaurea L., 1753	h	r	+	+	+
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	h			+	
126035	Teucrium scorodonia L., 1753	h				+
128832	Veronica chamaedrys L., 1753	h	+			
129669	Viola riviniana Rchb., 1823	h		+	+	

786495	Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	m	+	+	+	+
3853	Atrichum undulatum (Hedw.) P.Beauv., 1805	m	+	+	+	+
6628	Calypogeia arguta Nees & Mont., 1838	m	1	+	+	+
6632	Calypogeia fissa (L.) Raddi, 1818	m	1	+	+	+
6573	Cephalozia bicuspidata (L.) Dumort., 1835	m	+	+	+	+
4446	Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	m			+	+
5873	Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	m	+	+	+	+
786463	Exsertotheca crispa (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	m	+		+	
4397	Fissidens taxifolius Hedw., 1801	m	+	+	+	
6677	Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	m	+			+
6678	Frullania fragilifolia (Taylor) Gottsche, Lindenb. & Nees, 1845	m				+
5118	Homalia trichomanoides (Hedw.) Brid.	m	+	+		+
6020	Hyocomium armoricum (Brid.) Wijk & Margad., 1961	m		+		+
6033	Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	m		+ *cf		+ *cf
5886	Isothecium alopecuroides (Lam. ex Dubois) Isov., 1981	m	+			
5892	Isothecium myosuroides Brid., 1827	m	+	+	+	+
434442	Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	m	+			
6623	Lepidozia reptans (L.) Dumort., 1835	m				+
4771	Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	m	+	+	1	+
6495	Lophocolea heterophylla (Schrad.) Dumort., 1835	m	+		+	
6246	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	m				+
6713	Microlejeunea ulicina (Taylor) A.Evans	m				+
5125	Neckera pumila Hedw., 1801	m		+	+	
6596	Nowellia curvifolia (Dicks.) Mitt., 1870	m			+	
6598	Odontoschisma denudatum (Mart.) Dumort., 1835	m		+	+	
5014	Orthotrichum affine Schrad. ex Brid., 1801	m	+			
6267	Pellia epiphylla (L.) Corda, 1829	m		+	+	
3865	Polytrichum formosum Hedw., 1801	m		+	1	+
5948	Pseudotaxiphyllum elegans (Brid.) Z.Iwats., 1987	m		+		+
6109	Pylaisia polyantha (Hedw.) Schimp., 1851	m			+	+
6529	Scapania nemorea (L.) Grolle, 1963	m		+	+	
5426	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	m	+	+	+	+
5049	Ulota bruchii Hornsch. ex Brid., 1827	m		+		
5051	Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	m				+
5066	Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	m			+	
	Richesse spécifique	70				

Le tableau ci-dessous (Tab. CXXXV) permet d'apprécier la structure du sous-bois où se retrouvent 4 espèces dominantes : *Hedera helix, Lonicera periclymenum, Carex umbrosa* et *Ruscus aculeatus*. Un lot d'espèces est constant mais peu recouvrant parmi lesquelles *Blechnum spicant, Brachypodium sylvaticum* ou *Euphorbia dulcis*. Enfin quelques espèces se montrent plus ponctuelles comme *Euphorbia hyberna*, *Pulmonaria longifolia* ou *Hypericum androsaemum*. La litière est quant à elle assez recouvrante avec près de 30% en moyenne des contacts. Cela semble lié au type d'humus (mésomull) sur lequel la matière organique se dégrade moyennement bien et peut s'accumuler quelque peu, laissant moins d'espace aux plantes et aux mousses.

Concernant la régénération du Hêtre (*Fagus sylvatica*), elle s'avère assez faible et hétérogène d'après la méthode des points-contacts. Cette observation serait à mettre en relation avec un comptage d'individus plus direct, ce qui n'a pas pu être réalisé lors de cette lecture.

L'objet de ce suivi sera donc de surveiller la régénération du Hêtre ainsi que la dynamique de plusieurs espèces indicatrices d'un climat assez humide et plutôt frais (*Hypericum androsaemum, Euphorbia hyberna, Blechnum spicant* et les bryophytes *Mnium hornum, Homalia trichomanoides et Pellia epiphylla*), potentiellement sensibles à des périodes plus chaudes et plus sèches répétées.

Tab. CXXXV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 par points-contacts (Bois de Mixe).

Taxons	Total Bande 1	Total Bande 2	Total Bande 3	Total Bande 4
Ajuga reptans		1		
Betonica officinalis			6	
Blechnum spicant	6	13	4	5
Brachypodium sylvaticum	2	1	2	2
Carex pilulifera				2
Carex umbrosa	13	22	45	21
Euphorbia amygdaloides	1			2
Euphorbia dulcis	2	1	6	5
Euphorbia hyberna	17		1	
Fagus sylvatica (10-30)	3	1	2	4
Fagus sylvatica (30-200)	1		4	2
Hedera helix	50	60	58	70
Hypericum androsaemum		1		
Ilex aquifolium	9	8	5	17
Lonicera periclymenum	26	4	20	36
Poa nemoralis	2		1	7
Pteridium aquilinum	1		1	2
Pulmonaria longifolia			2	
Quercus rubra				3
Quercus sp. (0-10)	2			1
Quercus sp. (10-30)				1
Rubus sp.	3			
Ruscus aculeatus	34	70	6	9
Solidago virgaurea			1	2
Veronica chamaedrys	3			
	175	182	164	191
Litière	76	67	80	74

Hêtraie de Born (Saint Mesmin, 24)

Le site de la « Hêtraie de Born » correspond à une hêtraie-chênaie acidiphile collinéenne de climat atlantique, se rattachant à l'*Ilici aquifoliae – Quercenion petraeae*. Le cortège indicateur de ce type de forêt comprend *Ilex aquifolium, Blechnum spicant et Lonicera periclymenum*, en plus de *Fagus sylvatica*.

Il s'agit d'une forêt très peu diversifiée avec seulement 36 taxons identifiés sur l'ensemble des bandes RENECOFOR dont 12 de plantes vasculaires (Tab. CXXXVI), montrant bien le caractère acide et plutôt pauvre du sol.

Concernant les bryophytes, 45 espèces ont été observées sur la placette, 6 espèces saprolignicoles, 20 corticoles, 4 terricoles, 9 humo-terricoles et 6 humo-corticoles. De nombreux arbres au sol ont permis à un cortège d'espèces saprolignicoles de s'installer. La placette compte par ailleurs un nombre élevé de corticoles avec toujours *Neckera pumila*, indiquant une relative ancienneté du boisement, et aussi une espèce peu notée : *Antitrichia curtipendula*. L'espèce humo-terricole *Loeskeobryum brevirostre* est également peu commune dans ce secteur et dénote une affinité fraîche car plutôt caractéristique de l'étage montagnard. Enfin, nous trouvons les deux espèces de *Leucobryum*, l'une étant plutôt saprolignicole (*L. juniperoideum*), et l'autre humicole (*L. glaucum*).

Tab. CXXXVI. Tableau de synthèse de la lecture 2018 des bandes RENECOFOR (Hêtraie de Born).

Site			Hêtraie de Born			
Commune			SAINT-MESMIN (24)			
Observateurs			CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique)			
Date			18/07/2018			
Topographie paysagère			Bas de versant			
Pente			6 à 27°			
Exposition			Ouest			
Texture sol			Limono-sableuse			
Eléments grossiers			Graviers (0,2-2cm) et Cailloux (2-5cm)			
Type de sol						
Type d'humus			Hémimoder			
Epaisseur d'humus (en cm)			5			
Profondeur du sol (en cm)			> 60			
Hydromorphie édaphique			Sec			
Roche mère (1/50000)			Grès de Thiviers et Ardoises d'Allassac			
id_OBV			470544	470553	470566	470582
Code suivi			20180718-BORN01S	20180718-BORN02S	20180718-BORN03S	20180718-BORN04S
N° bande			**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**
Surface (en m²)			100	100	100	100
Litiere (%)			80	80	75	80
Sol nu (%)			1	2	5	
A / Strate arborée - recouvrement (%)			90	80	85	80
A / Strate arborée - hauteur moyenne (en m)			25	25	25	
a / Strate arbustive - recouvrement (%)			0	4	8	40
a / Strate arbustive - hauteur moyenne (en m)				2.5	3	
h / Strate herbacée - recouvrement (%)			5	15	8	2
h / Strate herbacée - hauteur moyenne (en m)			0.2	0.15	0.2	
h / Strate herbacée - hauteur moyenne min (en m)			0.1			
h / Strate herbacée - hauteur moyenne max (en m)			0.5			
m / Strate bryophytes - recouvrement (%)			3	30	10	2
cd_ref	taxon	strate				
89200	Carpinus betulus L., 1753	A	4	2		
89304	Castanea sativa Mill., 1768	A		2	2	
97947	Fagus sylvatica L., 1753	A	2	3	4	4
116759	Quercus robur L., 1753	A		3		2
89200	Carpinus betulus L., 1753	a			1	
97947	Fagus sylvatica L., 1753	a		+		
103514	Ilex aquifolium L., 1753	a		1	1	+
85418	Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838	h		r		+
86101	Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	h	+			
89200	Carpinus betulus L., 1753	h	i	+		
89304	Castanea sativa Mill., 1768	h		+	+	+
92282	Convallaria majalis L., 1753	h	+			
97947	Fagus sylvatica L., 1753	h	1	2	+	1
100787	Hedera helix L., 1753	h	+	1	+	+
103514	Ilex aquifolium L., 1753	h	+	r		+
106581	Lonicera periclymenum L., 1753	h	+	1	+	
116265	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	h		+	+	+
116759	Quercus robur L., 1753	h	+	1	+ *cf	+
197281	Rubus L., 1753	h	+	+		
4781	Dicranum montanum Hedw., 1801	m				+
4754	Dicranum scoparium Hedw., 1801	m			+	+
5873	Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	m	r	r		
786463	Exsertotheca crispa (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	m				+
6677	Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	m			+	+
6026	Hypnum andoi A.J.E.Sm., 1981	m	r			+
6033	Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	m	r *cf	r *cf	+ *cf	+
6058	Hypnum jutlandicum Holmen & E.Warncke, 1969	m			+	
5892	Isothecium myosuroides Brid., 1827	m	r	r	+	+
434442	Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	m	r	r		
6708	Lejeunea cavifolia (Ehrh.) Lindb., 1871	m	r			
4771	Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	m			+	+
6008	Loeskeobryum brevirostre (Brid.) M.Fleisch., 1925	m	r	r	+	+
6246	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	m				+
4917	Mnium hornum Hedw., 1801	m				+
5125	Neckera pumila Hedw., 1801	m			+	+
5025	Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	m		r	+	
3865	Polytrichum formosum Hedw., 1801	m	r	r	+	+
5922	Pseudoscleropodium purum (Hedw.) M.Fleisch., 1923	m		r	+	+
6657	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	m	r		+	+
6111	Rhytidiadelphus loreus (Hedw.) Warnst., 1906	m	r			+
5426	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	m	r	r	+	+
5051	Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	m			+	
5066	Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	m			+	
	Richesse spécifique	36				

Le tableau ci-dessous (Tab. CXXXVII) permet de montrer la structure très hétérogène du sous-bois avec uniquement des espèces assez ponctuelles et peu recouvrantes. Seul le Hêtre (*Fagus sylvatica*) semble occuper l'espace de façon plus homogène. Sa régénération reste toutefois faible pour les classes d'âge les plus jeunes avec très peu de semis contactés. Cette observation serait à mettre en relation avec un comptage d'individus plus direct, ce qui n'a pas pu être réalisé lors de cette lecture. La litière occupe en revanche une place prépondérante avec plus de 80% en moyenne des contacts. Cela est sûrement lié au type d'humus (hémimoder) sur lequel la matière organique se dégrade lentement et s'accumule, laissant moins d'espace et peu de nutriments aux plantes et aux mousses.

L'objet de ce suivi sera donc essentiellement de surveiller la régénération du Hêtre ainsi que la fréquence de quelques espèces indicatrices d'un climat assez humide et plutôt frais (*Blechnum spicant* et *Loeskeobryum brevirostre*), potentiellement sensibles à des périodes plus chaudes et plus sèches répétées.

Tab. CXXXVII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 par points-contacts (Hêtraie de Born).

Taxons	Total Bande 1	Total Bande 2	Total Bande 3	Total Bande 4
Avenella flexuosa				3
Blechnum spicant	4			
Carpinus betulus (0-15)	1			
Castanea sativa (0-10)		1		
Fagus sylvatica (0-15)	1	2		2
Fagus sylvatica (15-30)	3	4	1	
Fagus sylvatica (30-200)	15	10		4
Hedera helix	11	4	1	
Ilex aquifolium (0-15)	1	1	15	
Lonicera periclymenum	2	3		
Quercus sp. (0-10)				2
Quercus sp. (10-30)		2		1
Quercus sp. (30-200)		1		
Rubus sp.	2	1		
Bryophytes non-identifiés		4		14
Dicranum scoparium			1	
Eurhynchium striatum	3			
Hypnum cf. cupressiforme	1		6	
Isothecium myosuroides			2	
Loeskeobryum brevirostre	5		3	
Polytrichum formosum			1	
Rhytidiadelphus loreus	1			
Thuidium tamariscinum	17			
Total taxons vasculaires	40	29	17	12
Total bryophytes	27	4	13	14
Litière	139	171	170	174

Hêtraie de Chabrières (Guéret, 23)

Il s'agit d'une hêtraie à Houx des terrains acidiphiles, bien connue et très fréquente en Limousin. Elle abrite un cortège floristique d'autant plus pauvre que les sols sont acides. Ce boisement est caractérisé par une épaisse litière et une diversité floristique faible évaluée à une dizaine d'espèces végétales en moyenne par relevés **(CHABROL & REIMRINGER, 2011)**. L'habitat relève des hêtraies-chênaies acidiphiles de l'étage collinnéen sous influence atlantique (*Ilici aquifolii – Quercenion petraea*), rattachées à l'association du *Teucrio scorodoniae-Fagetum sylvaticae* Billy, ex Renaux, Le Hénaff, Choisnet & Seytre 2015.

Le site est intégralement localisé dans la forêt domaniale de Chabrières, localisée sur plusieurs communes. Le site d'étude est localisé sur la commune de Guéret (23) dans le secteur le plus à l'ouest de la forêt, à une altitude de 550 m et une exposition ouest-sud-ouest. Les conditions d'altitude et d'exposition sont quasi identiques à celles de la hêtraie des Dauges, ce qui facilitera la comparaison et l'interprétation des résultats.

Avec l'accord du gestionnaire (ONF), une station météorologique et quatre transects ont été installés sur la parcelle cadastrale 135, ainsi qu'une fosse pédologique. Le sol est typiquement un sol brun acide.

Les résultats de la première campagne de suivi sur ce site seront précisés dans un futur rapport.

Hêtraie de Lascaux (Montignac, 24)

Le site de la « Hêtraie de Lascaux » correspond à une hêtraie-chênaie neutro-calcicole mésoxérophile collinéenne thermophile, se rattachant plutôt au *Cephalathero damasonii – Fagion sylvaticae*. Le cortège indicateur de ce type de forêt comprend notamment *Brachypodium rupestre, Carex flacca, Viburnum lantana, Rubia peregrina, Neottia nidus-avis et Cephalanthera rubra*, en plus de *Fagus sylvatica*. La communauté végétale relevée ici est toutefois assez proche écologiquement et floristiquement des hêtraies-chênaies neutro-calcicoles mésophiles du *Carpino betuli – Fagion sylvaticae*.

Il s'agit d'une forêt relativement diversifiée avec 53 taxons identifiés sur l'ensemble des bandes RENECOFOR dont 34 de plantes vasculaires (Tab. CXXXVIII), montrant bien le caractère riche du sol. Les taxons réputés calcicoles sont majoritaires sur la placette forestière, tant en termes d'abondance que de recouvrement.

Concernant les bryophytes, 41 espèces ont été recensées sur la placette (2 espèces saprolignicoles, 19 corticoles, 10 terricoles, 3 humo-terricoles, 5 humo-corticoles, 2 saxicoles). Les quelques affleurements rocheux (calcaire) et de la terre à nue permettent le développement d'espèces saxicoles et terricoles qui demeurent malgré tout peu nombreuses ; ce sont surtout des espèces corticoles qui ont été notées ici. Parmi celles-ci, *Neckera pumila* est la moins commune et caractérise plutôt des boisements anciens. Enfin, nous notons la présence de *Campylopus introflexus* sur la parcelle, espèce exogène dite invasive.

Tab. CXXXVIII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 des bandes RENECOFOR (Hêtraie de Lascaux).

Site			Hêtraie de Lascaux			
Commune			MONTIGNAC (24)			
Observateurs			CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique)			
Date			31/05/2018			
Topographie paysagère			Bas de versant			
Pente			6 à 27°			
Exposition			Sud-Est			
Texture sol						
Eléments grossiers						
Type de sol						
Type d'humus						
Epaisseur d'humus (en cm)						
Profondeur du sol (en cm)						
Hydromorphie édaphique			Sec			
Roche mère (1/50000)			Crétacé - Calcaires bioclastisques jaunes et calcaires gréseux			
id_OBV			470944	470949	470953	470964
Code suivi			20180531-LASC01S	20180531-LASC02S	20180531-LASC03S	20180531-LASC04S
N° bande			**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**
Surface (en m²)			100	100	100	100
Litiere (%)			45	40	40	40
Sol nu (%)			2	2	2	1
A / Strate arborée - recouvrement (%)			75	80	90	85
A / Strate arborée - hauteur moyenne (en m)			28	25	25	25
a / Strate arbustive - recouvrement (%)			5	3	3	3
a / Strate arbustive - hauteur moyenne (en m)			4	3	3	4
h / Strate herbacée - recouvrement (%)			60	70	75	80
h / Strate herbacée - hauteur moyenne (en m)			0.3	0.3	0.3	0.3
m / Strate bryophytes - recouvrement (%)			2	1	2	2
cd_ref	taxon	strate				
97947	Fagus sylvatica L., 1753	A	4	4	4	4
116751	Quercus pubescens Willd., 1805	A			1	
116847	Quercus x streimeri Heuff. ex Freyn, 1878	A	+	1		1
92501	Cornus sanguinea L., 1753	a				r
92606	Corylus avellana L., 1753	a			+	
92876	Crataegus monogyna Jacq., 1775	a	+	+	+	r
97947	Fagus sylvatica L., 1753	a	2	+	1	+
116096	Prunus mahaleb L., 1753	a				r
124319	Sorbus domestica L., 1753	a			r	
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	a				+
79734	Acer campestre L., 1753	h			r	
86301	Brachypodium rupestre (Host) Roem. & Schult., 1817	h	1	+	2	2
86305	Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.Beauv., 1812	h	1	+	+	
88510	Carex flacca Schreb., 1771	h	3	4	2	2
89304	Castanea sativa Mill., 1768	h	+	r	r	+
89928	Cephalanthera rubra (L.) Rich., 1817	h		r		
92501	Cornus sanguinea L., 1753	h	+	+	r	+
92606	Corylus avellana L., 1753	h	+	+	+	
92876	Crataegus monogyna Jacq., 1775	h	+	r		+
611652	Dioscorea communis (L.) Caddick & Wilkin, 2002	h		r		r
96447	Epipactis helleborine (L.) Crantz, 1769	h	r *cf	i	i *cf	
97947	Fagus sylvatica L., 1753	h	1	1	+	+
100787	Hedera helix L., 1753	h	2	2	3	3
104076	Juglans regia L., 1753	h		i		i
105214	Lathyrus linifolius (Reichard) Bässler, 1971	h		r	r	
105230	Lathyrus niger (L.) Bernh., 1800	h			i	
105966	Ligustrum vulgare L., 1753	h		r		
115655	Potentilla sterilis (L.) Garcke, 1856	h	+		i	
116043	Prunus avium (L.) L., 1755	h		r		
116142	Prunus spinosa L., 1753	h	r	r		
116265	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	h	+	r	r	r
116751	Quercus pubescens Willd., 1805	h			+	
116847	Quercus x streimeri Heuff. ex Freyn, 1878	h	+	+		
118016	Rosa arvensis Huds., 1762	h	+	2	+	+
118766	Rosa x pervirens Gren. ex Tourlet, 1908	h		r		
118916	Rubia peregrina L., 1753	h	+	+	+	+
197281	Rubus L., 1753	h	+	1	+	+
119698	Ruscus aculeatus L., 1753	h	+	+	+	+
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	h	+		r	
129083	Viburnum lantana L., 1753	h		r	r	r
129477	Vincetoxicum hirundinaria Medik., 1790	h				i
129666	Viola reichenbachiana Jord. ex Boreau, 1857	h			i	

5826	Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	m				r
5998	Ctenidium molluscum (Hedw.) Mitt., 1869	m	r		r	r
4754	Dicranum scoparium Hedw., 1801	m				r
5873	Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	m	r	r	r	r
3908	Fissidens dubius P.Beauv., 1805	m				r
4397	Fissidens taxifolius Hedw., 1801	m			r	
6677	Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	m	r	r	r	r
6683	Frullania tamarisci (L.) Dumort., 1835	m			r	r
5882	Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	m	r	r	r	r
6033	Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	m	r *cf	r *cf	r *cf	r *cf
5892	Isothecium myosuroides Brid., 1827	m		r	r	
434442	Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	m		r		
5104	Leucodon sciuroides (Hedw.) Schwägr., 1816	m	r	r	r	r
6246	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	m				r
5025	Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	m		r	r	
6669	Porella platyphylla (L.) Pfeiff., 1855	m		r		
6657	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	m	r	r	r	r
5426	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	m	r	r	r	r
5066	Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	m	r	r	r	r
	Richesse spécifique	53				

Tab. CXXXIX. Tableau de synthèse de la lecture 2018 par points-contacts (Hêtraie de Lascaux).

Liste espèces	Total Bande 1	Total Bande 2	Total Bande 3	Total Bande 4
Brachypodium rupestre	11	13	79	49
Brachypodium sylvaticum	11			4
Carex flacca	81	141	104	109
Castanea sativa (0-15)				1
Cornus sanguinea		6		3
Corylus avellana	7	6	6	1
Crataegus monogyna	3		1	1
Epipactis helleborine	2	1		
Fagus sylvatica (0-15)	14	7	7	5
Fagus sylvatica (15-30)	14	6	1	3
Fagus sylvatica (>30)	8	7	1	1
Fragaria vesca			1	
Hedera helix	123	117	109	128
Lathyrus linifolius			1	
Prunus spinosa		1		
Pteridium aquilinum	1		1	
Quercus (0-15) hybride	4	6		2
Rosa arvensis	4	33	3	9
Rubia peregrina	5	12	4	10
Rubus sp.	4	15	7	10
Ruscus aculeatus	4	5	20	10
Sorbus domestica	1		2	
Sorbus torminalis			1	
Ctenidium molluscum				3
Eurhynchium striatum	1		3	2
Hypnum cupressiforme			1	1
Homalothecium sericeum		2	1	1
Isothecium myosuroides		4		
Thuidium tamariscinum			3	
Total plantes vasculaires	295	375	349	346
Total Bryophytes	1	6	8	7
Litière	28	9	9	12

Le tableau ci-dessus (Tab. CXXXIX) permet de montrer la structure relativement homogène du sous-bois avec 3 espèces dominantes et très recouvrantes : *Brachypodium rupestre, Carex flacca* et *Hedera helix*. La majorité des espèces se retrouvent de façon constante mais sont peu recouvrantes telles que *Rubia peregrina, Rosa arvensis* et *Corylus avellana*. Enfin, quelques espèces sont très ponctuelles (*Fragaria vesca, Lathyrus linifolius* ou *Prunus spinosa*). Le Hêtre (*Fagus sylvatica*) semble bien réparti dans l'espace. Sa régénération est relativement importante et homogène entre les différentes classes d'âge. Cette observation serait à mettre en relation avec un comptage d'individus plus direct, ce qui n'a pas pu être réalisé lors de cette lecture. La litière occupe en revanche une place assez négligeable avec un peu plus de 7% en moyenne des contacts. Cela est sûrement lié au type d'humus (eu-mull ou mésomull) sur lequel la matière organique se dégrade rapidement laissant l'espace libre et un accès rapide des nutriments aux plantes.

L'objet de ce suivi sera donc essentiellement de surveiller la régénération du Hêtre ainsi que la progression en fréquence et richesse spécifique de quelques espèces thermophiles (*Vincetoxicum hirundinaria, Rosa xpervirens, Viburnum lantana, Acer monspessulanum*), potentiellement favorisées par des périodes plus chaudes et plus sèches répétées.

Hêtraie de Laveyron (Lussagnet, 40)

Le site de la « Hêtraie de Laveyron » correspond à une hêtraie-chênaie acidiphile de climat thermo-atlantique, se rattachant au *Quercion pyrenaicae*, dénotée par la présence d'*Ilex aquifolium, Blechnum spicant, Lonicera periclymenum, Ruscus aculeatus* et *Luzula sylvatica* en plus de *Fagus sylvatica*.

Il s'agit d'une forêt moyennement diversifiée avec 45 taxons identifiés sur l'ensemble des bandes RENECOFOR dont 24 de plantes vasculaires (Tab. CXL), traduisant le caractère moyennement acide du sol. Les taxons réputés acidiphiles sont d'ailleurs majoritaires sur la placette forestière, surtout en termes de recouvrement.

Concernant les bryophytes, 31 espèces ont été observées sur la placette forestière (2 espèces saprolignicoles, 14 corticoles, 9 terricoles, 3 humo-terricoles, 3 humo-corticoles). Les espèces corticoles sont là encore les plus nombreuses et comptent *Neckera pumila* parmi elles. Une espèce terricole rare a pu être notée : *Fissidens exilis*.

Tab. CXL. Tableau de synthèse de la lecture 2018 des bandes RENECOFOR (Hêtraie de Laveyron).

Site			Hêtraie de Laveyron			
Commune			LUSSAGNET (40)			
Observateurs			CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique)			
Date			13/06/2018			
Topographie paysagère			Bas de versant	Milieu de versant		Haut de versant
Pente			27 à 45°			6 à 27°
Exposition			Nord-Est			
Texture sol			Sablo-limoneuse			
Eléments grossiers			-			
Type de sol			Néoluvisol (?)			
Type d'humus			Oligomull			
Epaisseur d'humus (en cm)			3			
Profondeur du sol (en cm)			> 110			
Hydromorphie édaphique			Traces d'hydromorphie dès 10cm			
Roche mère (1/50000)			Formation des sables fauves			
id_OBV			470771	470786	470803	470808
Code suivi			20180613-LAVR01S	20180613-LAVR02S	20180613-LAVR03S	20180613-LAVR04S
N° bande			**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**
Surface (en m²)			100	100	100	100
Litiere (%)			40	30	30	40
Sol nu (%)			5	5	3	2
A / Strate arborée - recouvrement (%)			85	70	60	60
A / Strate arborée - hauteur moyenne (en m)			22	20	20	25
a / Strate arbustive - recouvrement (%)			10	7	5	5
a / Strate arbustive - hauteur moyenne (en m)			4.5	4.5	4	5
h / Strate herbacée - recouvrement (%)			65	75	75	70
h / Strate herbacée - hauteur moyenne (en m)			0.3	0.3	0.3	0.3
m / Strate bryophytes - recouvrement (%)			2	3	3	2
cd_ref	taxon	strate	Abondance/dominance			
97947	Fagus sylvatica L., 1753	A	4	4	4	3
197006	Quercus L., 1753	A	2			
116759	Quercus robur L., 1753	A				2
92606	Corylus avellana L., 1753	a	+			
97947	Fagus sylvatica L., 1753	a	2	2	2	1
100787	Hedera helix L., 1753	a	+			
103514	Ilex aquifolium L., 1753	a				1
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	a		+		
84999	Athyrium filix-femina (L.) Roth, 1799	h	+			
86101	Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	h	2	1	+	+
88927	Carex umbrosa Host, 1801	h				+
89304	Castanea sativa Mill., 1768	h	r		+	+
92606	Corylus avellana L., 1753	h	r			
94164	Cytisus scoparius (L.) Link, 1822	h				r
95567	Dryopteris filix-mas (L.) Schott, 1834	h		+		
97452	Euphorbia amygdaloides L., 1753	h		+	+	+
97947	Fagus sylvatica L., 1753	h	+	+	+	1
100787	Hedera helix L., 1753	h	2	1	+	1
103245	Hypericum androsaemum L., 1753	h				+
103320	Hypericum pulchrum L., 1753	h				r
103514	Ilex aquifolium L., 1753	h	+	+	+	1
106581	Lonicera periclymenum L., 1753	h	2	2	2	2
106842	Luzula multiflora (Ehrh.) Lej., 1811	h				r
106863	Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin, 1811	h	4	4	4	4
116265	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	h			+	1
196996	Pyrus L., 1753	h				r
197006	Quercus L., 1753	h	+	+	+	
116759	Quercus robur L., 1753	h				+
197281	Rubus L., 1753	h	+	+	+	+
119698	Ruscus aculeatus L., 1753	h	+	+		+
126035	Teucrium scorodonia L., 1753	h			i	1
786495	Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	m	r	r		
3853	Atrichum undulatum (Hedw.) P.Beauv., 1805	m	r	r	r	r
5826	Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	m	+			
6628	Calypogeia arguta Nees & Mont., 1838	m	r	r	r	
6632	Calypogeia fissa (L.) Raddi, 1818	m			r	
4419	Campylopus introflexus (Hedw.) Brid., 1819	m			r	
4446	Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	m	r	r	r	r
4754	Dicranum scoparium Hedw., 1801	m		r	r	r
5873	Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	m	r	r	r	r
3899	Fissidens bryoides Hedw., 1801	m	r	r		
6033	Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	m		r *cf	r *cf	r *cf
5892	Isothecium myosuroides Brid., 1827	m	+	r	r	r
434442	Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	m		r	r	

4771	Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	m	+	r	r	r
6246	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	m	r			
5025	Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	m	r			
4823	Pleuridium acuminatum Lindb., 1863	m		r	r	r
3865	Polytrichum formosum Hedw., 1801	m			r	r
5948	Pseudotaxiphyllum elegans (Brid.) Z.Iwats., 1987	m		r		
6657	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	m				r
5426	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	m	+	r	r	r
	Richesse spécifique	45				

Tab. CXLI. Tableau de synthèse de la lecture 2018 par points-contacts (Hêtraie de Laveyron).

Taxons	Total Bande 1	Total Bande 2	Total Bande 3	Total Bande 4
Athyrium filix femina	2	10	3	
Blechnum spicant	14			
Dryopteris filix mas		2		
Euphorbia amygdaloides	1	2		1
Fagus sylvatica (0-10)		4		
Fagus sylvatica (10-30)	6		1	2
Fagus sylvatica (30-200)	1	2		
Fagus sylvatica (>200)		1		7
Hedera helix	50	23	16	18
Ilex aquifolium	4	2	2	7
Lonicera periclymenum	26	66	58	96
Luzula sylvatica	131	148	161	136
Luzula multiflora				2
Pteridium aquilinum			3	5
Quercus sp. (0-30)			2	
Rubus sp.		1	2	1
Sorbus torminalis (30-200)		5		
Teucrium scorodonia				10
Calypogeia arguta	2		1	
Dicranella heteromalla			2	
Eurhynchium striatum	1			1
Hypnum cupressiforme	2	2		2
Isothecium myosuroides	4			3
Kindbergia praelonga	2	1		
Leucobryum juniperoideum			6	3
Orthotrichum sp.	1			
Thuidium tamariscinum	1	2	1	3
Total plantes vasculaires	235	264	161	286
Total Bryophytes	13	5	10	12
Litière	31	17	19	22

Le tableau ci-dessus (Tab. CXLI) permet de montrer la structure relativement homogène du sous-bois avec *Luzula sylvatica* qui est largement dominante, liée à son port cespiteux et à sa capacité de reproduction végétative, formant des nappes assez étendues. Ensuite, *Hedera helix* et *Lonicera periclymenum* constituent le fond floristique, elles sont constantes et moyennement recouvrantes tandis que d'autres sont plus ponctuelles (*Athyrium filix-femina, Euphorbia amygdaloides, Rubus sp. Ilex aquifolium*). Enfin, un dernier lot se compose d'espèces plutôt rares et/ou plus isolées (*Blechnum spicant, Luzula multiflora*...). La litière occupe également une place plus marginale avec près de 11% en moyenne des contacts. Cela semble lié d'une part à la pente forte qui limite l'accumulation de matière

et d'autre part au type d'humus (oligomull) sur lequel la matière organique se dégrade assez bien, libérant l'espace et les nutriments aux plantes et aux mousses.

Concernant le Hêtre (*Fagus sylvatica*), sa régénération se montre assez éparse mais plutôt bien répartie entre les différentes classes d'âge. Cet indice de régénération tiré de la structure du sous-bois serait à mettre en relation avec un comptage d'individus plus direct, ce qui n'a pas pu être réalisé lors de cette lecture.

L'objet de ce suivi sera donc de surveiller la régénération du Hêtre ainsi que la dynamique de plusieurs espèces structurantes de cette communauté végétale et/ou indicatrices d'un climat assez humide et plutôt frais (*Athyrium filix-femina, Luzula sylvatica, Blechnum spicant*), potentiellement sensibles à des périodes plus chaudes et plus sèches répétées.

Hêtraie des Dauges (St-Léger-la-Montagne, 87)

Comme pour le site de la « Hêtraie de Chabrières », il s'agit d'une hêtraie acidiphile à Houx abritant un cortège floristique d'autant plus pauvre que les sols sont acides. Ce boisement est caractérisé par une épaisse litière et une diversité floristique faible évaluée à une dizaine d'espèces végétales en moyenne par relevé **(CHABROL & REIMRINGER, 2011)**. L'habitat relève des hêtraies-chênaies acidiphiles de l'étage collinnéen sous influence atlantique (*Ilici aquifolii – Quercenion petraea*), rattachées à l'association du *Teucrio scorodoniae-Fagetum sylvaticae*. Le site est intégralement localisé dans la Réserve naturelle de la tourbière des Dauges (Saint-Léger-la-Montagne, 87) dans le secteur le plus à l'ouest de la réserve, à une altitude de 550 m et une exposition ouest-nord-ouest.

En accord avec le gestionnaire de la réserve (CEN Limousin), une station météorologique et quatre transects ont été disposés sur la parcelle 443, ainsi qu'une fosse pédologique. Le sol est typiquement un sol brun acide.

Les résultats de la première campagne de suivi sur ce site seront précisés dans un futur rapport.

Hêtraie du Ciron

Le site de la « Hêtraie du Ciron » correspond à une hêtraie-chênaie neutro-calcicole collinéenne, se rattachant au *Carpino betuli – Fagion sylvaticae*. La communauté végétale relevée ici se rapproche plus particulièrement des hêtraies-chênaies atlantiques mésothermes à thermophiles de l'*Endymio non-scriptae – Fagenion sylvaticae* Timbal et al. 2008 nom. ined. (art. 1) et nom. prov. (art. 3b). Cela se dénote par la présence d'*Ilex aquifolium, Melica uniflora, Rubia peregrina, Carex digitata, Sorbus torminalis, Lonicera xylosteum* et *Ruscus aculeatus* notamment, en plus de *Fagus sylvatica*. L'affinité montagnarde de ce boisement est décelée à travers la présence d'*Euphorbia hyberna, Acer pseudoplatanus, Helleborus viridis* et *Tractema lilio-hyacinthus*.

Il s'agit d'une forêt très diversifiée avec 102 taxons identifiés sur l'ensemble des bandes RENECOFOR dont 71 de plantes vasculaires (Tab. CXLII), illustrant à la fois le caractère calcique et plutôt riche du sol, et la situation d'écotone entre la ripisylve d'ambiance fraîche et le plateau sableux plus acide et plus chaud et sec. Une exploitation forestière récente en bordure de la placette forestière a engendré une éclaircie et quelques perturbations du sous-bois, favorisant une hétérogénéité des conditions stationnelles et l'arrivée de nombreuses espèces plus nitrophiles et héliophiles.

Concernant les bryophytes, 31 espèces ont été recensées sur les bandes. Nous trouvons par ailleurs des espèces recherchant l'humidité telles que *Mnium hornum* et *Homalia trichomanoides*. A noter la présence de *Campylopus introflexus* sur la placette qui est une espèce exogène dite invasive, plutôt pionnière et xérophile s'installant à la faveur de trouées dans le sous-bois.

Tab. CXLII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 des bandes RENECOFOR (Hêtraie du Ciron).

Site			Hêtraie du Ciron			
Commune			POMPEJAC (33)			
Observateurs			DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique), MALLARD Fanny (Cistude Nature), (CHARISSOU Isabelle (CBN Sud-Atlantique))			
Date			12/06/2018			
Topographie paysagère			Haut de versant	Milieu de versant		
Pente			1 à 6°	6 à 27°		
Exposition			Est			
Texture sol			Sableuse			
Eléments grossiers			-			
Type de sol			Colluviosol sablo-graveleux (?)			
Type d'humus			Mésomull			
Epaisseur d'humus (en cm)			1.5			
Profondeur du sol (en cm)			65			
Hydromorphie édaphique			-			
Roche mère (1/50000)			Formations marines et laguno-marines - Grès et calcaires de Bazas			
id_OBV			470827	470830	470846	470904
Code suivi			20180612-CIRO01S	20180612-CIRO02S	20180612-CIRO03S	20180612-CIRO04S
N° bande			**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**
Surface (en m²)			100	100	100	100
Litiere (%)			70	60	60	60
Sol nu (%)			2	10	3	5
A / Strate arborée - recouvrement (%)			75	63	75	90
A / Strate arborée - hauteur moyenne (en m)			20	20	22	25
a / Strate arbustive - recouvrement (%)			12	2	3	5
a / Strate arbustive - hauteur moyenne (en m)			6	2	3	3
h / Strate herbacée - recouvrement (%)			40	45	40	35
h / Strate herbacée - hauteur moyenne (en m)			0.2	0.2	0.2	0.25
h / Strate herbacée - hauteur moyenne min (en m)				0.1		0.1
h / Strate herbacée - hauteur moyenne max (en m)				0.35		0.6
m / Strate bryophytes - recouvrement (%)			5	5	10	5
cd_ref	taxon	strate	Abondance/dominance			
79734	Acer campestre L., 1753	A				1
89200	Carpinus betulus L., 1753	A		3	3	1
97947	Fagus sylvatica L., 1753	A	4	1	2	5
100787	Hedera helix L., 1753	A		+	+	
113689	Pinus pinaster Aiton, 1789	A	+			
116759	Quercus robur L., 1753	A	1	3	2 *cf	1
126628	Tilia cordata Mill., 1768	A	1		1	2
79734	Acer campestre L., 1753	a	+			
92606	Corylus avellana L., 1753	a	1	+	1	1
92876	Crataegus monogyna Jacq., 1775	a	+			
97947	Fagus sylvatica L., 1753	a	2		+	
124319	Sorbus domestica L., 1753	a	r			
126628	Tilia cordata Mill., 1768	a		+		
79734	Acer campestre L., 1753	h	+	r	+	+
79766	Acer negundo L., 1753	h	+	+		+
80990	Ajuga reptans L., 1753	h		r		
81295	Alliaria petiolata (M.Bieb.) Cavara & Grande, 1913	h		+		+
82922	Anthoxanthum odoratum L., 1753	h		+		
84110	Arum italicum Mill., 1768	h			r	+
84524	Asplenium scolopendrium L., 1753	h			r	
85418	Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838	h	+	+	+	
86301	Brachypodium rupestre (Host) Roem. & Schult., 1817	h	+	+		
86305	Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.Beauv., 1812	h	2	1	1	1
88349	Carex arenaria L., 1753	h		+ *cf	+	
88470	Carex digitata L., 1753	h	1	+		+
88510	Carex flacca Schreb., 1771	h	2		+	2
88775	Carex pilulifera L., 1753	h	+	+		
89200	Carpinus betulus L., 1753	h		1	1	+
190462	Cephalanthera Rich., 1817	h	i *cf			
91258	Circaea lutetiana L., 1753	h		+	+	
91886	Clematis vitalba L., 1753	h	1	1	r	+
190930	Clinopodium L., 1753	h	r	+		
92282	Convallaria majalis L., 1753	h	r			
92501	Cornus sanguinea L., 1753	h	+		+	
92606	Corylus avellana L., 1753	h	+	+	+	+
92876	Crataegus monogyna Jacq., 1775	h	+	+	+	+
94164	Cytisus scoparius (L.) Link, 1822	h	r	+		
94207	Dactylis glomerata L., 1753	h				r
191518	Dactylis L., 1753	h		r *cf		
611652	Dioscorea communis (L.) Caddick & Wilkin, 2002	h	+		+	1
609982	Euonymus europaeus L., 1753	h	r	r		+

97452	Euphorbia amygdaloides L., 1753	h	+		r	r
97502	Euphorbia dulcis L., 1753	h	+	+	+	
97947	Fagus sylvatica L., 1753	h	+	+	+	1
98651	Ficaria verna Huds., 1762	h			+	
98865	Fragaria vesca L., 1753	h	r		+	
100142	Geranium robertianum L., 1753	h				+
100225	Geum urbanum L., 1753	h	r	+	+	r
100310	Glechoma hederacea L., 1753	h		1	1	+
100787	Hedera helix L., 1753	h	2	2	2	
101188	Helleborus foetidus L., 1753	h	r		r	r
102900	Holcus lanatus L., 1753	h		+		
103031	Humulus lupulus L., 1753	h	r			
103514	Ilex aquifolium L., 1753	h			+	+
104076	Juglans regia L., 1753	h				r
105017	Lapsana communis L., 1753	h	r			
105966	Ligustrum vulgare L., 1753	h	2	1	+	+
106581	Lonicera periclymenum L., 1753	h	r	2	1	+
106595	Lonicera xylosteum L., 1753	h	+	+	+	r
106828	Luzula forsteri (Sm.) DC., 1806	h		+	+	+
107880	Melica uniflora Retz., 1779	h		+	1	1
108361	Mercurialis perennis L., 1753	h	1			
195540	Orobanche L., 1753	h	+		r	+
114416	Poa trivialis L., 1753	h			r	
139024	Poa trivialis subsp. trivialis L., 1753	h		+		
115655	Potentilla sterilis (L.) Garcke, 1856	h			r	
115925	Primula vulgaris Huds., 1762	h	+	+	+	+
116265	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	h	r	1	+	
116759	Quercus robur L., 1753	h	+	+	+ *cf	+
118016	Rosa arvensis Huds., 1762	h				+
118766	Rosa x pervirens Gren. ex Tourlet, 1908	h	+			
118916	Rubia peregrina L., 1753	h	+	+		1
197281	Rubus L., 1753	h	+	1	+	+
119698	Ruscus aculeatus L., 1753	h	r	+	+	1
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	h	r			
126628	Tilia cordata Mill., 1768	h		+		+
128268	Urtica dioica L., 1753	h			r	
128832	Veronica chamaedrys L., 1753	h		+	+	+
129586	Viola hirta L., 1753	h		+		
198911	Viola L., 1753	h	r			
129666	Viola reichenbachiana Jord. ex Boreau, 1857	h	+	r		
129669	Viola riviniana Rchb., 1823	h		r *cf	+	+
786495	Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	m	r	r	r	r
5184	Anomodon viticulosus (Hedw.) Hook. & Taylor, 1818	m	r			+
5826	Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	m	r	+	r	r
4419	Campylopus introflexus (Hedw.) Brid., 1819	m	r			
5100	Cryphaea heteromalla (Hedw.) D.Mohr, 1814	m	r	r		
4446	Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	m		+		
4754	Dicranum scoparium Hedw., 1801	m	r	+	+	
5873	Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	m	+	r	+	+
786463	Exsertotheca crispa (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	m			r	
4397	Fissidens taxifolius Hedw., 1801	m				+
6677	Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	m	r	r		
6683	Frullania tamarisci (L.) Dumort., 1835	m	r			
5118	Homalia trichomanoides (Hedw.) Brid.	m				r
5878	Homalothecium lutescens (Hedw.) H.Rob., 1962	m			r	
5882	Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	m	r	r	r	r
	Hypnum cf cupressiforme	m	r	r	r	r
5886	Isothecium alopecuroides (Lam. ex Dubois) Isov., 1981	m		r	r	r
5892	Isothecium myosuroides Brid., 1827	m	r	r	r	r
434442	Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	m			+	
4771	Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	m			r	
6495	Lophocolea heterophylla (Schrad.) Dumort., 1835	m	r	+		
6246	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	m		r	r	r
4917	Mnium hornum Hedw., 1801	m			r	
434439	Oxyrrhynchium hians (Hedw.) Loeske, 1907	m				+
6669	Porella platyphylla (L.) Pfeiff., 1855	m				r
5922	Pseudoscleropodium purum (Hedw.) M.Fleisch., 1923	m		+		
770937	Ptychostomum capillare (Hedw.) Holyoak & N.Pedersen, 2007	m	r			
6657	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	m	r			
5426	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	m		+	+	
5051	Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	m	r			
5063	Zygodon conoideus (Dicks.) Hook. & Taylor, 1818	m				r
	Richesse spécifique	102				

Tab. CXLIII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 par points-contacts (Hêtraie du Ciron).

Taxons	Total Bande 1	Total Bande 2	Total Bande 3	Total Bande 4
Acer campestre	1	1	2	3
Ajuga reptans		1		
Acer negundo	1		1	2
Avenella flexuosa	5	8	4	
Brachypodium rupestre	5	41		
Brachypodium sylvaticum	20	12	9	6
Carex arenaria		11	1	
Carex digitata	14			1
Carex flacca	27	2	2	72
Carex pilulifera	5	9		
Carpinus betulus (A)		2		
Carpinus betulus (semis)		25	55	8
Clematis vitalba	5	5		
Clinopodium sp.		2		
Cornus sanguinea			1	
Corylus avellana	3	6		1
Corylus avellana (arbust)			2	
Crataegus monogyna	1			
Cytisus scoparius		2		
Dactylis glomerata		1		
Euonymus europaeus	1			1
Euphorbia amygdaloides	1			
Euphorbia dulcis		3		
Fagus sylvatica (>200)	8			
Fagus sylvatica (0-30)	3		1	6
Fagus sylvatica (semis)		5	2	
Ficaria verna			1	
Geum urbanum		1		
Glechoma hederacea		7	3	12
Hedera helix	67	91	49	39
Helleborus foetidus	2			
Holcus lanatus		4		
Humulus lupulus	1			
Lapsana communis	1		1	
Ligustrum vulgare	4	1		5
Lonicera periclymenum		37	15	
Lonicera xylosteum	2		3	
Luzula forsteri		1	1	
Mellica uniflora		5	6	7
Mercurialis perrenis	18			
Orobranche cf. hederae	1			
Plante ni 1	1			
Plantule ni 2		1		
Poa trivialis subsp. trivialis		3		
Primula vulgaris	1	2		
Pteridium aquilinum		19	6	
Prunus spinosa	2			
Quercus sp. (0-30)	2	11		1
Rubia peregrina	3	1		11
Rubus sp.		6	1	
Ruscus aculeatus	2			15
Sorbus torminalis		1		
Tamus communis	1			4
Tilia cordata (>200)	11	1		
Urtica dioica			1	
Veronica chamaedrys		2		
Viola riviniana			2	
Viola reichenbachiana	1			
Total plantes vasculaires	272	373	169	194
Litière	52	43		

Le tableau ci-dessus (Tab. CXLIII) permet d'apprécier la structure fortement hétérogène du sous-bois où se retrouvent des espèces fréquentes ponctuellement et absentes de certaines zones (*Mercurialis perennis, Carex digitata, Pteridium aquilinum, Ruscus aculeatus*). Seuls *Hedera helix, Brachypodium sylvaticum, Acer campestre* et dans une moindre mesure *Melica uniflora* et *Avenella flexuosa* sont constantes et plus ou moins recouvrantes. Certaines espèces se montrent assez rares et isolées comme *Euphorbia dulcis, Tamus communis ou Helleborus foetidus*. Enfin, un nombre important de taxons apparaît inféodé à la bande 2, la plus impactée par l'ouverture du couvert arborescent, tels que *Holcus lanatus, Carex arenaria, Cytisus scoparius* ou *Poa trivialis*. Ces espèces plutôt héliophiles devraient régresser à moyen terme avec la fermeture. La litière occupe une surface non négligeable avec près de 25% en moyenne des contacts. Cela semble lié au type d'humus (mésomull) sur lequel la matière organique se dégrade moyennement bien et peut s'accumuler quelque peu, en étant toutefois limitée par la pente.

Concernant la régénération du Hêtre (*Fagus sylvatica*), elle s'avère assez faible et hétérogène en termes de fréquence et de classes d'âge d'après la méthode des points-contacts. Cette observation serait à mettre en relation avec un comptage d'individus plus direct, ce qui n'a pas pu être réalisé lors de cette lecture. La régénération du Charme (*Carpinus betulus*) est en revanche assez importante sur certaines zones.

L'objet de ce suivi sera donc de surveiller la régénération du Hêtre et la concurrence potentielle du Charme ainsi que la dynamique de plusieurs espèces indicatrices d'ambiance fraîche (*Melica uniflora, Carex digitata, Lonicera xylosteum* et les bryophytes *Mnium hornum, Homalia trichomanoides*), potentiellement sensibles à des périodes plus chaudes et plus sèches répétées.

Hêtraie du Mas d'Agenais (Le Mas d'Agenais, 47)

Il s'agit d'une hêtraie-chênaie acidiphile de climat thermo-atlantique, se rattachant au *Quercion pyrenaicae*, dénotée par la présence d'*Ilex aquifolium, Lonicera periclymenum, Carex umbrosa, Ruscus aculeatus* et *Luzula sylvatica* en plus de *Fagus sylvatica*.

Cette forêt apparaît moyennement diversifiée avec 40 taxons identifiés sur l'ensemble de la placette forestière dont 21 de plantes vasculaires (Tab. CXLIV), traduisant le caractère relativement acide du sol. Les taxons réputés acidiphiles sont d'ailleurs majoritaires sur la placette forestière, surtout en termes de recouvrement.

Tab. CXLIV. Tableau de synthèse des lectures 2017 et 2018 des bandes RENECOFOR (Hêtraie du Mas d'Agenais).

Site			Hêtraie du Mas d'agenais						
Commune			LE MAS-D'AGENAIS (47)						
Observateurs			CHARISSOU Isabelle, LAFON Pierre, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique)			DAVID Rémi, LAFON Pierre, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique)			
Date			13/06/2017			11/06/2018			
Topographie paysagère			Plateau, cuesta						
Pente			1 à 6°						
Exposition			Nord-Ouest						
Texture sol			Limono-argileuse						
Eléments grossiers			-						
Type de sol			Néoluvisol rédoxique (sol brun lessivé)						
Type d'humus			Mésomull						
Epaisseur d'humus (en cm)			2						
Profondeur du sol (en cm)			> 100						
Hydromorphie édaphique			Pseudogley à 90cm						
Roche mère (1/50000)			Formations fluviatiles - Haute terrasse à sables jaunâtres, graviers et galets						
id_OBV			470993	470997	471001	471004	470920	470927	470932	470937
Code suivi			20170613-MASA01S	20170613-MASA02S	20170613-MASA03S	20170613-MASA04S	20180611-MASA01S	20180611-MASA02S	20180611-MASA03S	20180611-MASA04S
N° bande			**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**	**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**
Surface (en m²)			100	100	100	100	100	100	100	100
Litiere (%)							80	85	85	80
Sol nu (%)							2	2	2	1
A / Strate arborée - recouvrement (%)			90	90	90		90	90	85	85
A / Strate arborée - hauteur moyenne (en m)			23	22	20	18	20	23	23	23
a / Strate arbustive - recouvrement (%)			10	15	10	8	5	3	5	5
a / Strate arbustive - hauteur moyenne (en m)			3.5	3.5	3	2.5	4	3.5	3.5	4
h / Strate herbacée - recouvrement (%)			55	40	40	50	45	40	40	45
h / Strate herbacée - hauteur moyenne (en m)			0.2	0.2	0.15	0.15	0.2	0.25	0.2	0.2
m / Strate bryophytes - recouvrement (%)							20	15	10	10
cd_ref	taxon	strate	Abondance/dominance							
89200	Carpinus betulus L., 1753	A	3	4	3	3	3	4	3	4
97947	Fagus sylvatica L., 1753	A	3	2	3	2	3	3	2	2
100787	Hedera helix L., 1753	A	+			+				
103514	Ilex aquifolium L., 1753	A	+							
113689	Pinus pinaster Aiton, 1789	A		+						
116744	Quercus petraea Liebl., 1784	A	2	2	2	3	2			1
116842	Quercus x rosacea Bechst., 1813	A						2	3	3
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	A	+		+					
89200	Carpinus betulus L., 1753	a	1	+	1	1	+	+	+	+
92854	Crataegus germanica (L.) Kuntze, 1891	a	+							
97947	Fagus sylvatica L., 1753	a	2	1	1	2	1	1	1	1
100787	Hedera helix L., 1753	a	+	+	+		+	+		
103514	Ilex aquifolium L., 1753	a	+		1	+	+		+	
106581	Lonicera periclymenum L., 1753	a							+	
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	a	+	+	+		+	+	+	
82637	Anemone nemorosa L., 1753	h	r	i			+	+		
85852	Betonica officinalis L., 1753	h		i						
88927	Carex umbrosa Host, 1801	h	i	1			i	+		
89200	Carpinus betulus L., 1753	h	+		+	+	+	+	+	+
97502	Euphorbia dulcis L., 1753	h					r			
97947	Fagus sylvatica L., 1753	h	1	+	+	+	+	+	+	
100787	Hedera helix L., 1753	h	3	2	2	3	3	3	2	3
103245	Hypericum androsaemum L., 1753	h				r	i			i
103514	Ilex aquifolium L., 1753	h	+		1	+	+	+	+	
106581	Lonicera periclymenum L., 1753	h	2	2	2	2	2	2	2	2
106863	Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin, 1811	h	2	1	+	1	2	2	+	+
116265	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	h	1	1	+	1	+	1	+	1
196996	Pyrus L., 1753	h					i	+		
116744	Quercus petraea Liebl., 1784	h	1	+	1	1	1			+
116842	Quercus x rosacea Bechst., 1813	h						2	2	1
197281	Rubus L., 1753	h	1	1	1	1	1	1	1	1
119698	Ruscus aculeatus L., 1753	h	+	+	1	+	1	+	1	+
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	h	+	+	+		+	+	+	r
129470	Vinca minor L., 1753	h	2	2	2	2	2	2	2	2
	Atrichum undulatum	m	+							
	Brachythecium rutabulum	m	r			r				
	Calypogeia arguta	m		+						
	Eurhynchium striatum	m	+	+	+	+				
	Frullania dilatata	m	r		r					
	Homalothecium sericeum	m			r					
	Hypnum cf cupressiforme	m	r	r	r	r				
	Isothecium myosuroides	m			r					
	Kindbergia praelonga	m	+	r	+	r				
	Metzgeria furcata	m	r	r	r	r				
	Neckera complanata	m			r					
	Pleuridium acuminatum	m	+	+						
	Polytrichastrum formosum	m			+	+				
	Radula complanata	m	r		r	r				
	Thuidium tamariscinum	m	+	+						
	Zygodon sp	m		r						
	Richesse spécifique	37								

Tab. CXLV. Tableau de synthèse de la lecture 2018 par points-contacts (Hêtraie du Mas d'Agenais).

Liste espèces	Total Bande 1	Total Bande 2	Total Bande 3	Total Bande 4
Carex umbrosa		2		
Carpinus betulus (a)				5
Carpinus betulus (h)	2			2
Fagus sylvatica (h)	3			4
Hedera helix	59	45	81	97
Ilex aquifolium	3		12	
Lonicera periclymenum	28	26	19	28
Luzula sylvatica	14	7		1
Pteridium aquilinum	1	7		
Quercus robur (semis)	20			
Quercus sp. (semis)		21	19	37
Quercus x rosacea			1	
Rubus sp.	1	2	3	18
Ruscus aculeatus	3	5	6	3
Sorbus torminalis (a)			1	
Sorbus torminalis (h)	1			
Vinca minor	38	39	68	41
Total	173	154	210	236
Litière	69	91	54	45

Le tableau ci-dessus (Tab. CXLV) permet de montrer la structure relativement homogène du sous-bois avec 3 espèces dominantes : *Hedera helix, Lonicera periclymenum* et *Vinca minor*. Le reste du cortège est constitué d'espèces constantes mais peu recouvrantes (*Ruscus aculeatus, Rubus* sp), des espèces en tâches ponctuelles (*Luzula sylvatica, Ilex aquifolium*) et enfin des espèces rares et éparses (*Carex umbrosa, Pteridium aquilinum, Sorbus torminalis*). La litière occupe également une place non négligeable avec plus de 30% en moyenne des contacts.

Concernant le Hêtre (*Fagus sylvatica*), sa régénération se montre assez faible et éparse ; tout comme pour le Charme (*Carpinus betulus*). A l'inverse, les semis de chêne (*Quercus robur* ou *Q. xrosacea*) sont relativement nombreux. Cet indice de régénération tiré de la structure du sous-bois serait à mettre en relation avec un comptage d'individus plus direct, ce qui n'a pas pu être réalisé lors de cette lecture.

L'objet de ce suivi sera donc de surveiller la régénération du Hêtre ainsi que la dynamique de quelques espèces indicatrices d'un climat assez humide et plutôt frais (*Hypericum androsaemum, Luzula sylvatica*), potentiellement sensibles à des périodes plus chaudes et plus sèches répétées.

Réserve Biologique Mixte de Campagne (Campagne, 24)

Le site de la « RBM de Campagne » correspond à une hêtraie-chênaie neutro-calcicole mésoxérophile collinéenne thermophile, se rattachant plutôt au *Cephalathero damasonii – Fagion sylvaticae*. Le cortège indicateur de ce type de forêt comprend notamment *Brachypodium rupestre, Carex flacca, Viburnum lantana, Rubia peregrina, Neottia nidus-avis et Cephalanthera longifolia*, en plus de *Fagus sylvatica*. Comme pour le site de Lascaux, la communauté végétale relevée ici est assez proche écologiquement et floristiquement des hêtraies-chênaies neutro-calcicoles mésophiles du

Carpino betuli – Fagion sylvaticae, signalée par des espèces comme *Fraxinus excelsior, Viola reichenbachiana, Vicia sepium, Brachypodium sylvaticum* ou *Rosa arvensis*.

Tab. CXLVI. Tableau de synthèse de la lecture 2018 des bandes RENECOFOR (RBM de Campagne).

Site			Réserve Biologique Mixte de Campagne			
Commune			CAMPAGNE (24)			
Observateurs			CHARISSOU Isabelle, DAVID Rémi, ROMEYER Kevin (CBN Sud-Atlantique)			
Date			19/07/2018			
Topographie paysagère			Milieu de versant			
Pente			27 à 45°			
Exposition			Nord			
Texture sol			Argileuse			
Eléments grossiers			Graviers (0.2-2cm), Cailloux (2-5cm)			
Type de sol			Rendisol (?)			
Type d'humus			Hémimoder			
Epaisseur d'humus (en cm)			5			
Profondeur du sol (en cm)			35			
Hydromorphie édaphique			Sec			
Roche mère (1/50000)			Crétacé supérieur - Marnes et calcaires			
id_OBV			470400	470449	470463	470476
Code suivi			20180719-CAMP01S	20180719-CAMP02S	20180719-CAMP03S	20180719-CAMP04S
N° bande			**Bande n°1**	**Bande n°2**	**Bande n°3**	**Bande n°4**
Surface (en m²)			100	100	100	100
Litiere (%)			30	30	25	40
Sol nu (%)			1	3	2	2
A / Strate arborée - recouvrement (%)			90	90	90	80
A / Strate arborée - hauteur moyenne (en m)			25	25	22	28
a / Strate arbustive - recouvrement (%)			10	18	15	5
a / Strate arbustive - hauteur moyenne (en m)			5	3	3.5	3
h / Strate herbacée - recouvrement (%)			45	45	40	30
h / Strate herbacée - hauteur moyenne (en m)			0.2	0.3	0.25	0.3
m / Strate bryophytes - recouvrement (%)			70	70	75	30
cd_ref	taxon	strate	Abondance/dominance			
97947	Fagus sylvatica L., 1753	A	4	4	4	4
98921	Fraxinus excelsior L., 1753	A	1			
196264	Picea A.Dietr., 1824	A		1	2	
113703	Pinus sylvestris L., 1753	A		2	2	1
116751	Quercus pubescens Willd., 1805	A		2	1	
116847	Quercus x streimeri Heuff. ex Freyn, 1878	A	2	1	1	1
89200	Carpinus betulus L., 1753	a		r		
92501	Cornus sanguinea L., 1753	a	+			
92606	Corylus avellana L., 1753	a	2	2	1	+
92876	Crataegus monogyna Jacq., 1775	a	1		1	+
97947	Fagus sylvatica L., 1753	a	1	2	2	1
98921	Fraxinus excelsior L., 1753	a	1			
105966	Ligustrum vulgare L., 1753	a	+	+		+
106595	Lonicera xylosteum L., 1753	a		r		
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	a	1	1	2	
79734	Acer campestre L., 1753	h		+	+	+
79779	Acer platanoides L., 1753	h		r		+
79783	Acer pseudoplatanus L., 1753	h	1	1	1	+
86301	Brachypodium rupestre (Host) Roem. & Schult., 1817	h	2	2	2	1
86305	Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.Beauv., 1812	h	1	1	1	+
88510	Carex flacca Schreb., 1771	h	1	1	2	2
89304	Castanea sativa Mill., 1768	h	r			
89926	Cephalanthera longifolia (L.) Fritsch, 1888	h		r *cf		+ *cf
92501	Cornus sanguinea L., 1753	h	2	2	+	+
92606	Corylus avellana L., 1753	h	1	1	+	+
92876	Crataegus monogyna Jacq., 1775	h	+		+	+
611652	Dioscorea communis (L.) Caddick & Wilkin, 2002	h	2	2	2	2
96447	Epipactis helleborine (L.) Crantz, 1769	h			r *cf	+
97452	Euphorbia amygdaloides L., 1753	h	+		1	+
97947	Fagus sylvatica L., 1753	h	2	2	2	1
98921	Fraxinus excelsior L., 1753	h	2	2	1	+
100787	Hedera helix L., 1753	h	2	2	2	1
105966	Ligustrum vulgare L., 1753	h	+	1		
106581	Lonicera periclymenum L., 1753	h			+	
106595	Lonicera xylosteum L., 1753	h	r			
107795	Melampyrum pratense L., 1753	h			r	
109506	Neottia nidus-avis (L.) Rich., 1817	h			r	
116043	Prunus avium (L.) L., 1755	h	r	+	+	+
116265	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	h		r	r	
116704	Quercus ilex L., 1753	h	r		r	
116751	Quercus pubescens Willd., 1805	h		+	+	
116847	Quercus x streimeri Heuff. ex Freyn, 1878	h	+		+	+
118016	Rosa arvensis Huds., 1762	h	+	1	1	
118916	Rubia peregrina L., 1753	h	2	2	2	1
197281	Rubus L., 1753	h	1	1	1	+

119698	Ruscus aculeatus L., 1753	h				+
124346	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	h	1	+	+	+
126628	Tilia cordata Mill., 1768	h		r	+	
129083	Viburnum lantana L., 1753	h	+	1		+
129305	Vicia sepium L., 1753	h				+
129666	Viola reichenbachiana Jord. ex Boreau, 1857	h				+
786495	Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	m	+	+	+	+
5826	Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	m		+		+
436220	Campylidium calcareum (Crundw. & Nyholm) Ochyra, 2003	m			+	
657082	Chiloscyphus heteromorphus (Steph.) J.J.Engel & R.M.Schust., 1985	m			+	
5100	Cryphaea heteromalla (Hedw.) D.Mohr, 1814	m	+		+	
5998	Ctenidium molluscum (Hedw.) Mitt., 1869	m	+	+		+
4781	Dicranum montanum Hedw., 1801	m			+	
4754	Dicranum scoparium Hedw., 1801	m			+	
5873	Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	m	+	+	+	+
786463	Exsertotheca crispa (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	m			+	+
3908	Fissidens dubius P.Beauv., 1805	m	+			
6677	Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	m			+	+
6683	Frullania tamarisci (L.) Dumort., 1835	m	+		+	
5118	Homalia trichomanoides (Hedw.) Brid.	m			+	
5882	Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	m	+	+	+	+
6033	Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	m	+	+		+
5886	Isothecium alopecuroides (Lam. ex Dubois) Isov., 1981	m	+	+	+	
5892	Isothecium myosuroides Brid., 1827	m	+			
6708	Lejeunea cavifolia (Ehrh.) Lindb., 1871	m	+	+	+	
5104	Leucodon sciuroides (Hedw.) Schwägr., 1816	m	+	+	+	+
6008	Loeskeobryum brevirostre (Brid.) M.Fleisch., 1925	m	+	+		
6246	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	m				+
5125	Neckera pumila Hedw., 1801	m				+
6596	Nowellia curvifolia (Dicks.) Mitt., 1870	m	+			
6099	Platygyrium repens (Brid.) Schimp., 1851	m		+		
6669	Porella platyphylla (L.) Pfeiff., 1855	m	+			
5922	Pseudoscleropodium purum (Hedw.) M.Fleisch., 1923	m		+		
770937	Ptychostomum capillare (Hedw.) Holyoak & N.Pedersen, 2007	m	+		+	+
6657	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	m	+		+	+
6120	Rhytidiadelphus triquetrus (Hedw.) Warnst., 1906	m	+	+	+	3
5426	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	m	+	+	+	+
5049	Ulota bruchii Hornsch. ex Brid., 1827	m			+	
5066	Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	m		+	+	+
5067	Zygodon viridissimus (Dicks.) Brid., 1826	m			+	
	Richesse spécifique	73				

Il s'agit d'une forêt relativement diversifiée avec 115 taxons recensés sur la placette et en bordure dont 73 taxons identifiés sur l'ensemble des bandes RENECOFOR et 39 de plantes vasculaires (Tab. CXLVI), montrant bien le caractère riche du sol. Les taxons réputés calcicoles sont majoritaires sur la placette forestière, tant en termes d'abondance que de recouvrement.

Concernant les bryophytes, 44 espèces ont été recensées sur la placette (4 espèces saprolignicoles, 24 corticoles, 1 terricole, 6 humo-terricoles, 4 humo-corticoles, 5 saxicoles). Les quelques espèces saxicoles sont dues à la présence d'affleurements rocheux calcaires ponctuant ça et là le sous-bois. C'est sur cette parcelle que le cortège corticole est le plus diversifié, avec des espèces peu communes comme *Neckera pumila*, *Platygyrium repens*, *Homalia trichomanoides* ou encore *Zygodon viridissimus*. Nous retrouvons également *Loeskeobryum brevirostre* qui est relativement rare et se trouve plutôt à l'étage montagnard.

Le tableau ci-dessous (Tab. CXLVII) permet de montrer la structure relativement homogène du sous-bois avec une mousse qui tapisse une grande surface (*Rhytidiadelphus triquetrus*) et plusieurs espèces constantes et bien représentées : *Brachypodium rupestre, Carex flacca, Rubia peregrina, Dioscorea communis* et *Hedera helix*. La majorité des espèces se retrouvent de façon constante mais éparse telles que *Ligustrum vulgare, Rosa arvensis, Fraxinus excelsior* ou *Sorbus torminalis*. Enfin, quelques espèces sont très ponctuelles (*Melampyrum pratensis, Euphorbia amygdaloides* ou *Viburnum lantana*). Le Hêtre (*Fagus sylvatica*) semble bien réparti dans l'espace. Sa régénération est relativement importante et homogène entre les différentes classes d'âge. Cette observation serait à mettre en relation avec un comptage d'individus plus direct, ce qui n'a pas pu être réalisé lors de cette lecture. La litière occupe en revanche une place plutôt marginale avec un peu plus de 17% en moyenne des

contacts. Cela est sûrement lié à la pente assez prononcée qui limite l'accumulation de matière organique laissant l'espace libre aux plantes et aux mousses.

L'objet de ce suivi sera donc essentiellement de surveiller la régénération du Hêtre ainsi que la progression en fréquence et richesse spécifique de quelques espèces thermophiles (*Quercus ilex, Rosa xpervirens, Viburnum lantana, Acer monspessulanum*), potentiellement favorisées par des périodes plus chaudes et plus sèches répétées.

Tab. CXLVII. Tableau de synthèse de la lecture 2018 par points-contacts (RBM de Campagne).

Liste espèces	Total Bande 1	Total Bande 2	Total Bande 3	Total Bande 4
Acer campestre	3	2		
Acer pseudoplatanus	2	5	4	
Brachypodium rupestre	20	25	10	18
Brachypodium sylvaticum	11		3	
Carex flacca	34	2	20	62
Carpinus betulus (0-10)				1
Cornus sanguinea			1	
Corylus avellana	19	21		1
Crataegus monogyna	2			
Dioscorea communis	7	12	22	38
Euphorbia amygdaloides	1			1
Fagus sylvatica (0-10)	3	2	1	8
Fagus sylvatica (10-30)	13	5	11	18
Fagus sylvatica (30-200)	3	5	12	
Fraxinus excelsior	4	2	3	1
Hedera helix	31	28	53	40
Ligustrum vulgare	1	1		1
Melampyrum pratensis			1	
Neottia nidus-avis			1	
Prunus avium		1		1
Pteridium aquilinum			1	
Quercus sp. (0-10)	1			4
Rosa arvensis		3	1	8
Rubia peregrina	35	25	28	19
Rubus sp.		1	1	2
Sorbus torminalis	1	3	2	1
Viburnum lantana		2		
Vicia sepium				3
Viola cf. reichenbachiana				1
Brachythecium rutabulum		1		
Ctenidium molluscum	1			
Eurhynchium striatum		4	5	6
Homalothecium sericeum	4	1		
Hypnum cf. cupressiforme	6	2	3	4
Leucodon sciuroides	1			
Loeskeobryum brevirostre	3	2		
Neckera complanata	3			
Rhytidiadelphus triquetrus	75	85	96	70
Thuidium tamariscinum	2	4	3	2
Total plantes vasculaires	191	145	174	228
Total bryophytes	95	99	107	82
Litière	42	39	31	28

- Synthèse des suivis bryologiques

Dans l'optique de suivis à long terme des forêts à Hêtre, l'inventaire et le suivi des cortèges bryophytiques sont particulièrement intéressants pour affiner la compréhension du fonctionnement et de la dynamique des boisements.

Ainsi, les mousses repérées peuvent être regroupées suivant le microhabitat occupé. En fonction des microhabitats représentés, il est possible de préciser des éléments diagnostics concernant la gestion, l'ancienneté et le microclimat de la forêt (Fig. 320).

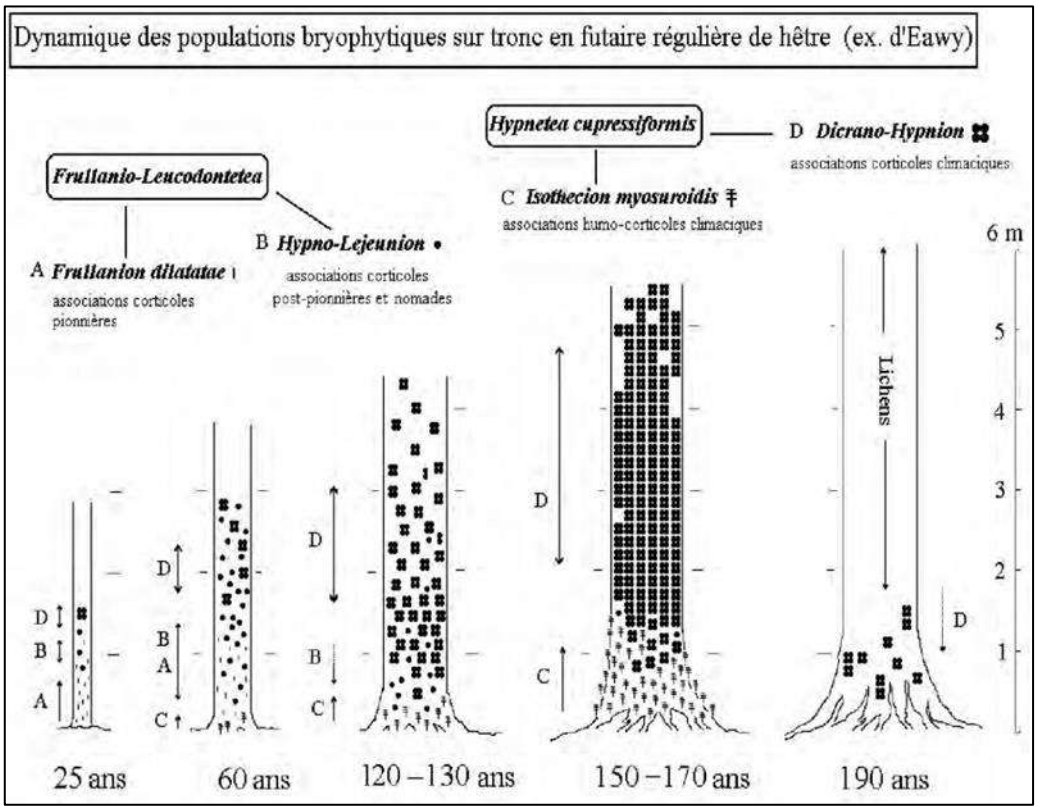


Fig. 320. Dynamique des populations bryophytiques sur tronc en hêtraie (d'après Bardat et al, 2002)

Plusieurs types d'espèces sont distingués ici et une synthèse pour chacun d'eux en fonction des sites est présentée en suivant :

- les espèces sapro-lignicoles qui se développent sur le bois en décomposition au sol (troncs et souches),
- les espèces corticoles (se développant sur les écorces),
- les espèces terricoles (sur le sol nu),
- les espèces saxicoles (sur roches nues)
- les espèces humo-terricoles (sur sol nu ou humus),
- les espèces humo-corticoles (base des troncs et humus)

Tab. CXLVIII. Tableau des espèces sapro-lignicoles relevées lors des suivis 2018.

	Campagne (24) RBM	St Mesmin (24) Forêt de Born	Bénéjacq (64)	Orègues (64) Forêt de Mixe	Lussagnet (40) Forêt de Laveyron	Montignac (24) Forêt de Lascaux
	19/07/2018	**18/07/2018**	**12/07/2018**	**11/07/2018**	**13/06/2018**	**31/05/2018**
Campylopus flexuosus		x				x
Dicranum montanum	x	x	x			x
Lepidozia reptans		x		x		
Leucobryum juniperoideum	x	x	x	x	x	
Lophocolea heterophylla	x	x		x		
Nowellia curvifolia	x			x		
Odontoshisma denudatum				x		
Tetraphis pellucida		x		x	x	
Total	4	6	2	6	2	2

Les forêts abritant de nombreuses souches et arbres morts au sol semblent accueillir des communautés saprolignicoles diversifiées, si le taux d'humidité est élevé. Ainsi la « Hêtraie de Bénéjacq » était jonchée de souches pourrissantes, mais celles-ci abritaient très peu d'espèces ; cela peut être lié à la situation du boisement en plateau, moins confinée que d'autres sites. Au contraire, les sites de la « Hêtraie de Born » (24) ou du « Bois de Mixe » (64), situées dans des vallons, voyaient leur bois pourrissants pris d'assaut par de nombreuses espèces de mousses et hépatiques (Fig. 321).

Ces espèces appartiennent au *Lepidozio-Lophocoletea heterophyllae* v. Htibschmann 1976, regroupant les communautés pionnières, post-pionnières à nomades, sapro-lignicoles à saxico-humicoles et humo-saxicoles acidiphiles.



Fig. 321. Photographie d'Odontoshisma denudatum (Hépatique à feuilles des bois pourrissants) – espèce rare et présente surtout en altitude en France

Tab. CXLIX. Tableau des espèces corticoles relevées lors des suivis 2018.

	Campagne (24) RBM	St Mesmin (24) Forêt de Born	Bénéjacq (64)	Orègues (64) Forêt de Mixe	Lussagnet (40) Forêt de Laveyron	Montignac (24) Forêt de Lascaux
	19/07/2018	**18/07/2018**	**12/07/2018**	**11/07/2018**	**13/06/2018**	**31/05/2018**
Amblystegium varium			x			
Anomodon viticulosus	x					
Antitrichia curtipendula		x				
Cryphaea heteromalla	x					x
Frullania dilatata	x	x	x	x	x	x
Frullania fragilifolia				x		
Frullania tamarisci	x	x				x
Homalia trichomanoides	x			x		
Homalothecium lutescens						x
Homalothecium sericeum	x			x	x	x
Hypnum andoi		x				
Hypnum cupressiforme	x	x	x	x	x	x
Isothecium myosuroides	x	x	x	x	x	x
Lejeunea cavifolia	x	x		x	x	x
Leucodon sciuroides	x	x			x	x
Metzgeria furcata	x	x	x	x	x	x
Microlejeunea ulicina		x	x	x		
Neckera complanata	x	x	x	x	x	x
Neckera crispa	x	x		x		x
Neckera pumilla	x	x	x	x	x	x
Orthotrichum affine	x	x	x	x	x	
Orthotrichum lyellii	x	x	x		x	x
Orthotrichum striatum	x	x	x			
Platygyrium repens	x		x			
Porella platyphylla	x		x			x
Pylaisia polyantha				x		
Radula complanata	x	x		x	x	x
Syntrichia papillosa						x
Ulota bruchii	x	x	x	x		
Ulota crispa	x	x	x	x	x	x
Zygodon rupestris	x	x		x	x	x
Zygodon viridissimus	x					
total	24	20	15	18	14	19



Fig. 322. Photographie de Neckera pumila

La plupart des espèces relevées ici (Tab. CL) sont sciaphiles et une mise en lumière (par éclaircie de la strate arborée suite à un chablis ou une coupe) peut leur être fatale.

Cryphaea heteromalla, *Frullania fragilifolia*, *Neckera pumila* et *Microleujeunea ulicina* sont des espèces d'affinité atlantique qui ont été peu observées dans les sites étudiés, exceptée *Neckera pumila*

qui était bien présente sur tous les sites, mais en petites populations. Cette espèce, peu commune en France et principalement cantonnée aux massifs montagneux, est caractéristique des groupements corticoles aéro-hygrophiles bien conservés (Fig. 322). De même, *Antitrichia curtipendula*, espèce plutôt montagnarde et observée dans la forêt de Born, est une espèce caractéristique des forêts anciennes.

Les Orthotrichacés rassemblent 7 espèces pour l'ensemble des sites inventoriés (3 *Orthotrichum*, 2 *Ulota* et 2 *Zygodon*). Les *Orthotrichum* en particulier, qui peuvent s'installer sur les branches, support difficilement observable en général, ont pu être notés à la faveur de branches cassées récemment.

Tab. CL. Tableau des espèces terricoles relevées lors des suivis 2018.

	Campagne (24) RBI	St Mesmin (24) Forêt de Born	Bénéjacq (64)	Orègues (64) Forêt de Mixe	Lussagnet (40) Forêt de Laveyron	Montignac (24) Forêt de Lascaux
	19/07/2018	**18/07/2018**	**12/07/2018**	**11/07/2018**	**13/06/2018**	**31/05/2018**
Atrichum undulatum		x	x	x	x	x
Calypogeia arguta			x	x	x	
Calypogeia fissa				x	x	x
Campylopus introflexus			x		x	x
Cephalozia bicuspidata				x		
Cephaloziella divaricata						x
Cephaloziella hampeana				x		
Dicranella heteromalla		x	x	x	x	x
Diplophyllum albicans				x		
Diplophyllum obtusifolium			x			
Fissidens bryoides				x	x	
Fissidens exilis					x	
Fissidens taxifolius	x			x		x
Fissidens viridulus						x
Kindbergia praelonga		x		x	x	x
Lophocolea bidentata						x
Pellia epiphylla				x		
Pleuridium acuminatum			x		x	
Pogonatum aloides		x	x			
Scapania nemorea				x		
Weissia controversa						x
Total	1	4	7	12	9	10

Ces espèces pionnières et post-pionnières mésophiles (Tab. CL) s'installent sur les sols limoneux peu humifères. Elles occupent les monticules formés par les taupes, ou bien la terre à nue des pentes fortes ne permettant pas l'accumulation de feuilles.

Le site du « Bois de Mixe » (Orègues, 64) montre une communauté diversifiée de ces espèces terricoles. Le substrat humide, particulièrement riche en lombrics comme en témoignent les turricules nombreux, semble en effet propice aux taupes. Dans les autres forêts, ce sont surtout les chablis, ou encore les passages de mammifères, qui abritent des terricoles plutôt mésophiles (*Pleuridium acuminatum*, *Pogonatum aloides*, *Dicranella heteromalla*).

On peut noter la présence de *Campylopus introflexus*, espèce plutôt xérophile, sur la moitié des parcelles étudiées, alors qu'il s'agit de forêts plutôt fraîches. C'est une espèce pionnière, originaire de l'hémisphère sud et envahissante par endroit, qui profite des chablis pour s'installer. Elle appartient au *Ceratodonto-Polytrichetea piliferi* Mohan 1978, regroupant les communautés pionnières méso-xéroclines à xérophiles, sur substrat sablo-limoneux secs. Elle est observée en Europe depuis la fin du 19^{éme} siècle.

Tab. CLI. Tableau des espèces saxicoles relevées lors des suivis 2018.

	Campagne (24) RBI	St Mesmin (24) Forêt de Born	Bénéjacq (64)	Orègues (64) Forêt de Mixe	Lussagnet (40) Forêt de Laveyron	Montignac (24) Forêt de Lascaux
	19/07/2018	**18/07/2018**	**12/07/2018**	**11/07/2018**	**13/06/2018**	**31/05/2018**
Campylophyllum calcareum	x					
Ctenidium molluscum	x					x
Didymodon insulanus	x					
Fissidens dubius	x			x		x
Tortella nitida	x					
Total	5	0	0	1	0	2

Les espèces saxicoles relevées ici (Tab. CLI) concernent les sites à substrat affleurant, ce qui n'a été le cas que dans la « RBM de Campagne » et dans la « Hêtraie de Lascaux ». Ces espèces révèlent donc principalement la faible épaisseur du sol, coïncidant avec le type de végétation à tendance xérophile.

Tab. CLII. Tableau des espèces humo-terricoles relevées lors des suivis 2018.

	Campagne (24) RBI	St Mesmin (24) Forêt de Born	Bénéjacq (64)	Orègues (64) Forêt de Mixe	Lussagnet (40) Forêt de Laveyron	Montignac (24) Forêt de Lascaux
	19/07/2018	**18/07/2018**	**12/07/2018**	**11/07/2018**	**13/06/2018**	**31/05/2018**
Bryum capillare	x					x
Hylocomium splendens	x	x				
Hyocomium armoricum				x		
Loeskeobryum brevirostre	x	x				
Mnium hornum		x		x		
Pleuridium succulentum			x			
Polytrichum formosum		x	x	x	x	x
Pseudoscleropodium purum	x	x				
Pseudotaxiphyllum elegans		x		x	x	
Rhytidiadelphus loreus		x		x		
Rhytidiadelphus triquetrus	x	x				
Thuidium tamariscinum	x	x	x	x	x	x
Total	6	9	3	6	3	3

Ces espèces appartiennent aux *Hylocomietea splendentis* Gillet 1986, communautés terrico-humicoles sciaphiles à photophiles.

Le sol était très inégalement couvert de mousses suivant les sites, en fonction de la nature du substrat (davantage de bryophytes sur sol basique) et de la diversité des espèces ligneuses – une hêtraie pure permettant l'installation de très peu de mousses.

Tab. CLIII. Tableau des espèces humo-corticoles relevées lors des suivis 2018.

	Campagne (24) RBI	St Mesmin (24) Forêt de Born	Bénéjacq (64)	Orègues (64) Forêt de Mixe	Lussagnet (40) Forêt de Laveyron	Montignac (24) Forêt de Lascaux
	19/07/2018	**18/07/2018**	**12/07/2018**	**11/07/2018**	**13/06/2018**	**31/05/2018**
Brachythecium rutabulum	x	x	x		x	x
Dicranum scoparium	x	x	x		x	x
Eurhynchium striatum	x	x	x	x	x	x
Hypnum jutlandicum		x				
Isothecium alopecuroides	x	x	x	x		x
Leucobryum glaucum		x				x
Total	4	6	4	2	3	5

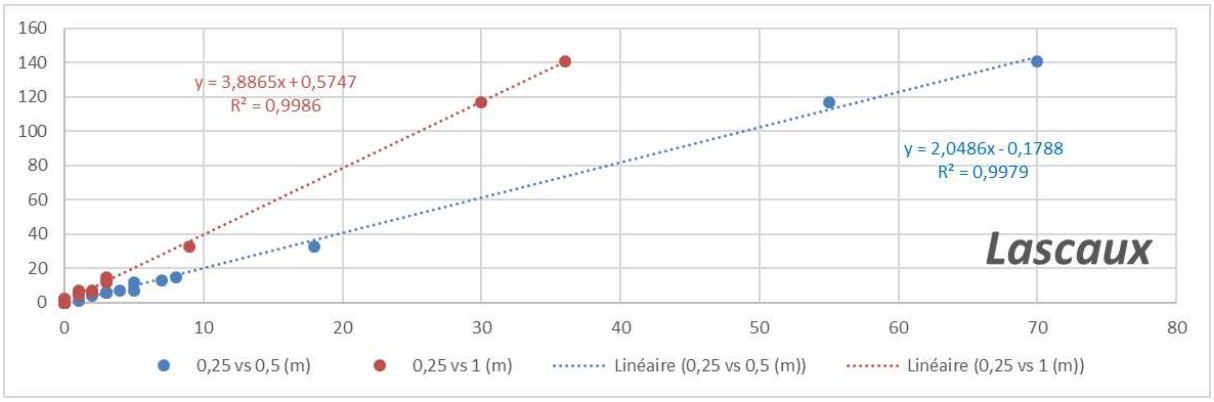
Ces espèces appartiennent à l'*Isothecion myosuroidis* Barkman 1958, communautés sciaphiles humo-corticoles climaciques stationnelles des bases de troncs ou sur rocher et au *Dicrano scoparii-Hypnion filiformis* Barkman 1958, communautés post-pionnières à climaciques des troncs ou des substrats plus ou moins humifères non basiques.

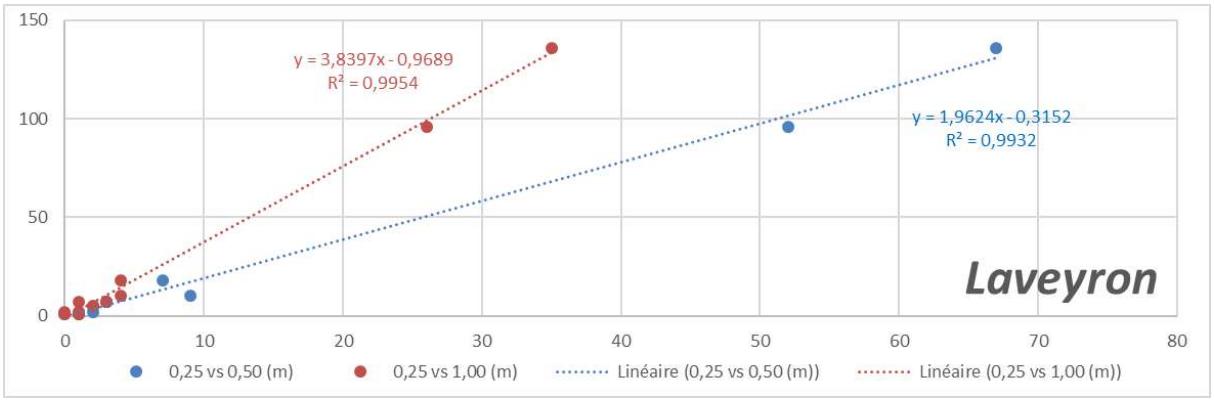
- Optimisation du protocole de points-contacts

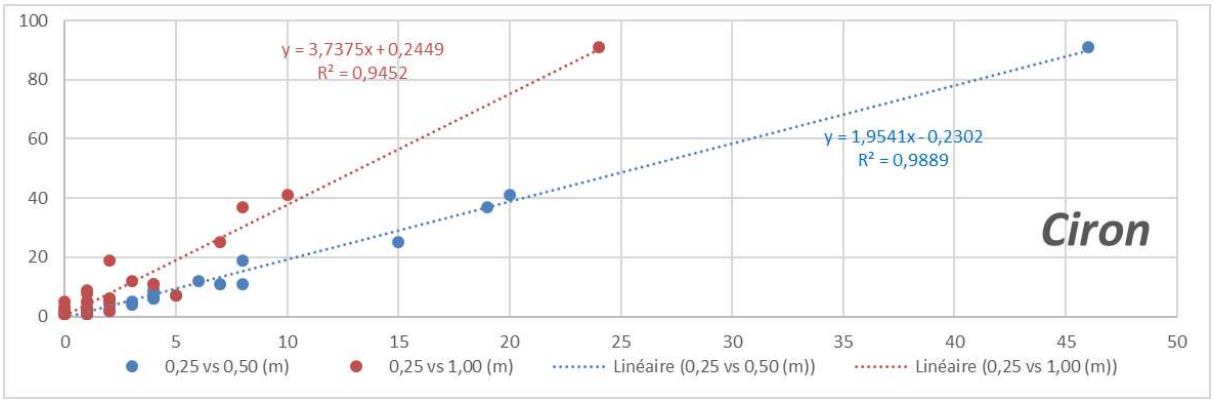
Les relevés réalisés selon la méthode des points-contacts ont été effectués avec un pas d'échantillonnage de 25 cm. En ne sélectionnant qu'un échantillon sur deux (soit un pas de 50 cm) ou un sur quatre (pas de 1 m), il est possible de recréer artificiellement des relevés dégradés et de les comparer ensuite avec le relevé d'origine.

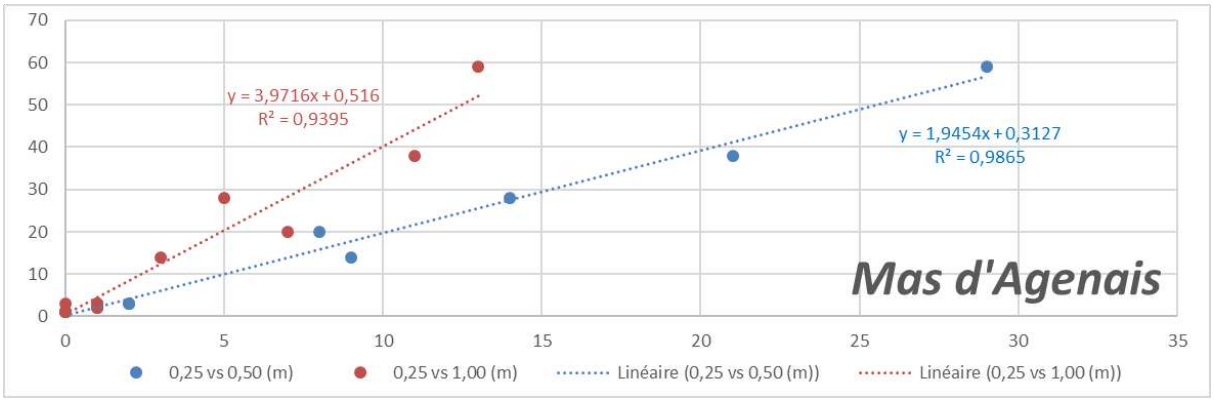
En réitérant la méthode à partir des relevés de différents sites, nous obtenons une image simple mais assez représentative de la relation entre effort d'échantillonnage et fiabilité de la mesure. La Fig. 323 atteste d'une proportionnalité remarquable entre les résultats obtenus pour les différents pas, du moment que les effectifs des espèces sont importants. C'est notamment le cas pour les sites de Lascaux, de Laveyron, du Ciron et du Mas d'Agenais. En revanche, la relation se détériore nettement dans le cas du site de la « Hêtraie de Born » et dans une moindre mesure pour celle de Bénéjacq. Pour le pas d'échantillonnage le plus large (1 m), les effectifs dénombrés s'avèrent tellement faibles dans la forêt de Born qu'aucun lien ne peut plus être fait avec le relevé effectué au pas d'origine (25 cm), et il apparait assez faiblement significatif au pas intermédiaire (50 cm).

D'après les Diagrammes Rang/Fréquence (DRF) de ces mêmes sites pour des pas d'échantillonnage différents (Fig. 324), le nombre d'espèces détectées par la méthode des points-contacts va lui aussi être fonction de l'espacement des mesures. En effet, au-delà d'un certain seuil, les plantes avec de trop faibles effectifs ne sont plus retrouvées dans le relevé. Une partie de l'information est donc perdue concernant ces taxons faiblement représentés même si nous pouvons noter que la forme générale des courbes ne semble quant à elle pas trop impactée. Seule la courbe obtenue pour la forêt de Born change drastiquement car on tombe alors à des effectifs et une richesse spécifique vraiment très faibles. Les autres courbes paraissent seulement tronquées à partir de leur base.


y = 3,8865x + 0,5747
R² = 0,9986
y = 2,0486x - 0,1788
R² = 0,9979
Lascaux
0,25 vs 0,5 (m)
0,25 vs 1 (m)
Linéaire (0,25 vs 0,5 (m))
Linéaire (0,25 vs 1 (m))


y = 3,8397x - 0,9689
R² = 0,9954
y = 1,9624x - 0,3152
R² = 0,9932
Laveyron
0,25 vs 0,50 (m)
0,25 vs 1,00 (m)
Linéaire (0,25 vs 0,50 (m))
Linéaire (0,25 vs 1,00 (m))


y = 3,7375x + 0,2449
R² = 0,9452
y = 1,9541x - 0,2302
R² = 0,9889
Ciron
0,25 vs 0,50 (m)
0,25 vs 1,00 (m)
Linéaire (0,25 vs 0,50 (m))
Linéaire (0,25 vs 1,00 (m))


y = 3,9716x + 0,516
R² = 0,9395
y = 1,9454x + 0,3127
R² = 0,9865
Mas d'Agenais
0,25 vs 0,50 (m)
0,25 vs 1,00 (m)
Linéaire (0,25 vs 0,50 (m))
Linéaire (0,25 vs 1,00 (m))

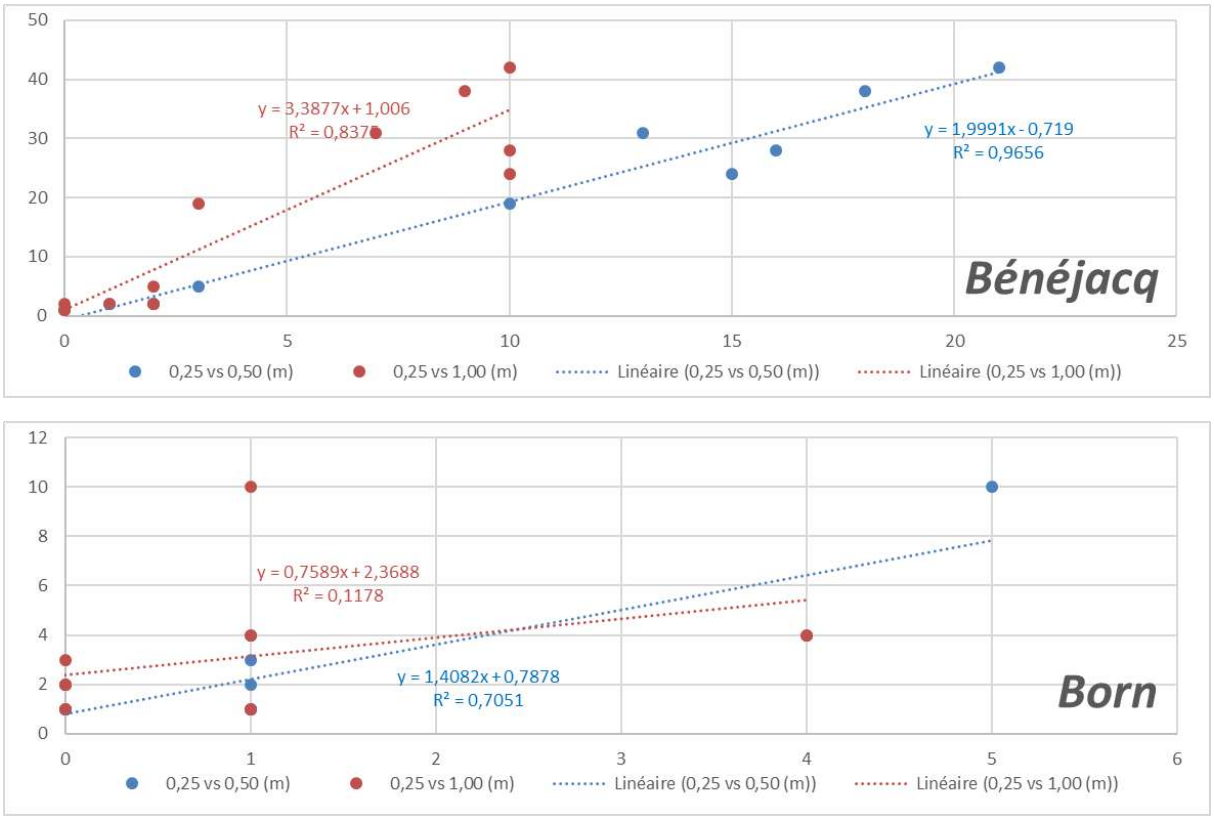


Fig. 323. Comparaison des effectifs mesurés pour chacune des espèces en fonction du pas d'échantillonnage

Plus qu'une différence entre hêtraies acidiphiles (Laveyron, Mas d'Agenais, Bénéjacq) et calcicoles (Lascaux, Ciron, Born), il semblerait donc que ce soient le nombre d'espèces et leurs effectifs qui déterminent le seuil minimal du pas d'échantillonnage. Nous pouvons ainsi considérer que le pas initial de 25 cm pourrait être un peu espacé sans nuire réellement à la fiabilité de la mesure dans le cas des forêts au couvert herbacé riche et diversifié, tandis qu'il devrait être conservé, voire peut-être resserré, dans les cas où le sous-bois est plus pauvre et clairsemé.

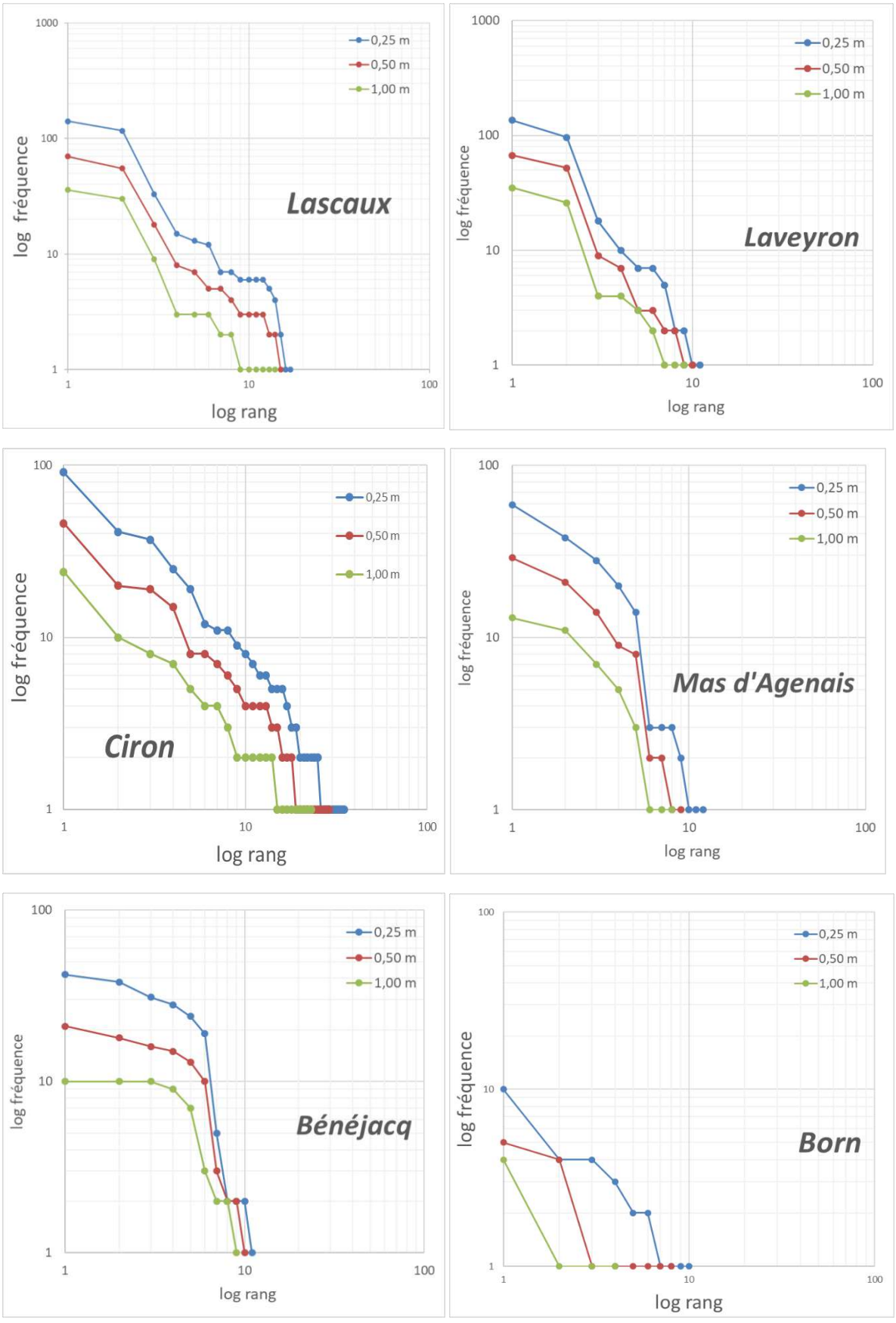


Fig. 324. Diagrammes rang/fréquence réalisés à différents pas.

Cependant, la réalisation de ces analyses, qui conditionne le choix de modifier ou pas l'espacement entre les mesures ne pouvant intervenir qu'*à posteriori*, il semble pour l'instant nécessaire de conserver par défaut le pas d'échantillonnage initial. La répétition du même type d'examen des données sur un nombre plus important de sites, ainsi que la réitération des mesures sur les mêmes sites, devraient cependant permettre *in fine* de définir des seuils, en termes de nombre d'espèces par exemple. Une fois ces seuils atteints sur un premier relevé, il serait ensuite possible d'augmenter l'espacement entre les mesures sans craindre de distordre l'image que le relevé nous renvoie de la distribution réelle des espèces.

7.1.3 Discussion

- **Complément et ajustement de la méthode de suivi**

Le travail mené en 2018 a permis de définir les différents indicateurs de suivis des forêts à Hêtre dans le contexte du changement climatique, s'appuyant sur les orientations d'un comité technique dédié sur cette thématique.

Si le protocole de suivi floristique basé sur la méthode RENECOFOR a pu être éprouvé et validé en l'état, les éléments relatifs à la caractérisation pédologique méritent d'être précisés sur la base des ajustements proposés dans le présent rapport. La méthode de suivi de la régénération forestière nécessitera quant à elle une mise en œuvre opérationnelle en 2019.

En ce qui concerne le suivi de la structuration du sous-bois à travers la méthode des points-contacts, les analyses quantitatives présentées ici permettent de préciser et d'orienter la marche à suivre pour fixer de façon définitive le protocole qui sera utilisé lors des prochaines campagnes de suivis.

Au vu de la confrontation des courbes obtenues pour chacun des sites prospectés (Fig. 325), des différences de structure de la végétation peuvent être décelées. Deux sites en particulier semblent sortir du lot, le Ciron et la forêt de Born. Le premier se caractérise par un nombre d'espèces détectées nettement supérieur à la moyenne, tandis que le second s'illustre à la fois par sa très faible diversité floristique et par ses effectifs très faibles pour les quelques taxons rencontrés.

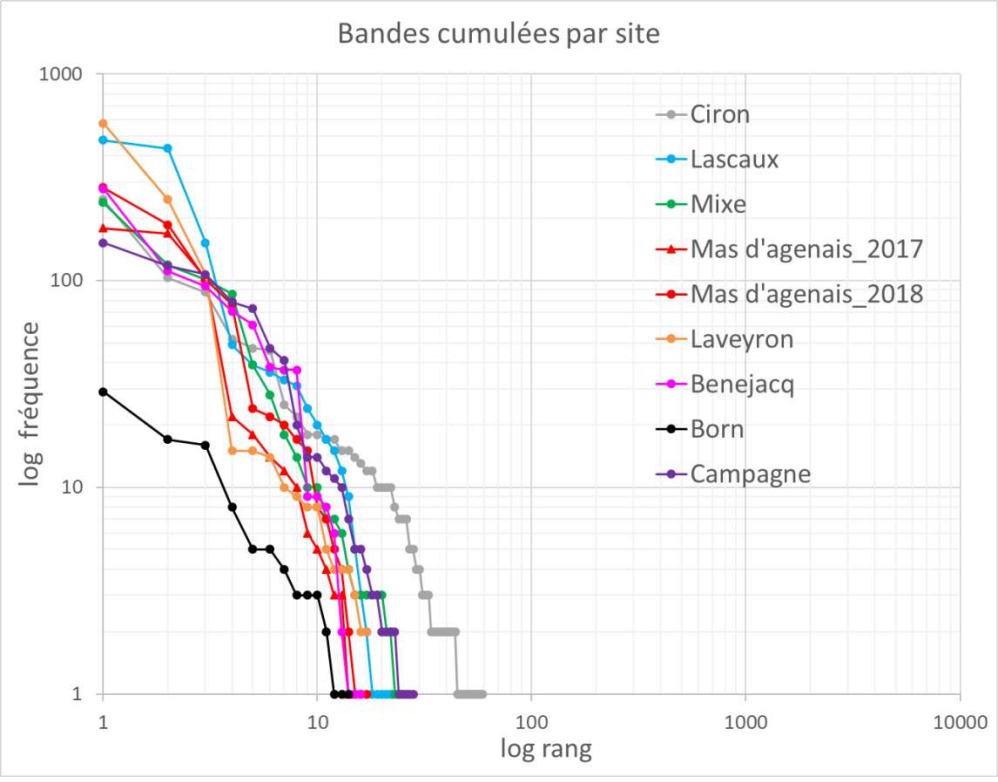


Fig. 325. Diagramme Rang/Fréquence de l'ensemble des sites de hêtraies prospectés

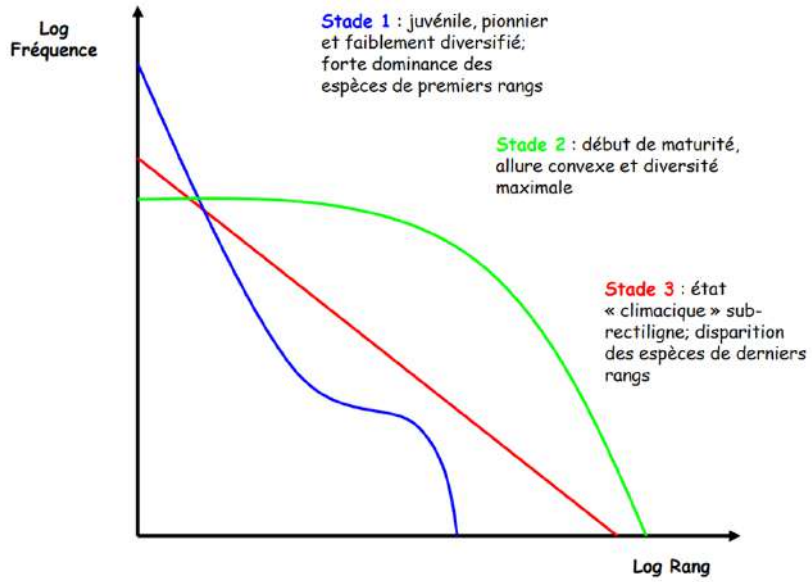


Fig. 326. Grands types de structures de populations tels que transcris par les DRF (issu de Francour)

En se référant au schéma théorique qui permet d'associer une allure de courbe à un type de population et/ou à une étape de développement du milieu (Fig. 326) (FRANCOUR, 2006), nous pouvons conclure que presque tous les sites étudiés semblent correspondre à des écosystèmes faiblement diversifiés et fortement dominés par quelques espèces. Cette répartition des populations diffère donc de l'état climacique théorique qui serait caractérisé par une droite et se rapproche plutôt des distributions observées lors des premiers stades de la conquête du milieu (FRONTIER *et al.*, 2008). Cependant, les forêts à Hêtre, de par la contrainte que le couvert arboré très dense impose au sous-bois, pourraient se détacher de ce modèle. En effet, seules des espèces spécifiques, adaptées au très faible accès à la lumière, peuvent s'y développer. Comme dans le cas des colonisations récentes, l'absence de facilitation par les autres espèces et la forte contrainte physique sélectionneront un nombre de taxons limités qui trouveront alors un espace laissé libre, et donc disponible pour leur expansion.

Les courbes obtenues à partir des relevés réalisés dans la « Hêtraie du Mas d'Agenais » en 2017 et 2018 reproduisent sensiblement le même profil. Considérant que l'intervalle de temps entre les deux mesures n'est pas suffisant pour enregistrer des changements significatifs au niveau des populations qui composent le couvert herbacé, composé de plantes vivaces qui perdurent d'une année sur l'autre, ceci vient conforter l'impression d'une qualité satisfaisante des relevés.

Au-delà de la simple comparaison visuelle de ces courbes, il serait intéressant de tester statistiquement la significativité de leurs différences. Pour cela, plusieurs approches ont été envisagées mais n'ont pour l'instant pas été retenues.

La première fait intervenir le test de Kolmogorov-Smirnov qui permet de calculer la distance maximale entre deux courbes (KOLMOGOROV, 1933 ; LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). S'il permet de trancher au sujet de la différence ou non entre les cas, il ne donne en revanche pas d'indication quant à la nature ou la direction de cette différence. De plus, il nécessite des données quantitatives de type continu, tandis que les effectifs des taxons mesurés par les méthodes exposées ici correspondent à des données quantitatives discrètes.

Le test de Kruskal-Wallis permet lui de comparer des indices relatifs à chaque population ou site (MALLARD, 2017b ; KRUSKAL & WALLIS, 1952 ; LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Pour cela, on transforme tout

d'abord les relevés en une valeur unique, comme l'indice de Shannon, de Sorensen ou de Piélou, qui vont résumer l'ensemble des informations contenues dans le relevé initial. Le test permet ensuite de déterminer la significativité ou non de la différence entre ces indices. Ici, il n'y a pas de problème d'inadéquation entre la nature des données récoltées et celle nécessaire pour effectuer le test. La limite de la méthode semble plutôt venir de son déroulé même. En effet, en ramenant l'ensemble de l'information à une unique valeur d'indice, nous perdons une grande partie de ce qui fait la spécificité de chaque site. De plus, compte-tenu des résultats précédents qui montrent que les structures générales des populations en termes d'abondance/dominance des taxons ne diffèrent que légèrement d'une année à l'autre, et même parfois d'un site à l'autre, nous prenons le risque de passer à côté d'évolutions plus fines du couvert végétal.

- Perspectives de suivis

Le réseau de suivis est actuellement en cours de construction à l'échelle régionale avec la validation de 10 sites en 2018. Afin d'améliorer la robustesse de ce réseau étant donnée la variabilité des habitats forestiers représentés, la mise en place de nouveaux dispositifs est privilégiée pour l'année 2019. Cela permettra par ailleurs de calibrer davantage les méthodes et outils de suivi (bordereaux, bases de données). Ainsi, 7 nouveaux sites se trouvant essentiellement dans l'ex-région Poitou-Charentes sont visés (Fig. 317).

En parallèle des suivis par placette permanente présentés ici, un deuxième axe d'étude des forêts à Hêtre est en cours à travers une synthèse phytosociologique régionale (MALLARD, 2017b). Ce travail de longue haleine, mêlant les connaissances bibliographiques sur ces communautés végétales à un échantillonnage complémentaire sur le terrain, vise à définir les différents types de forêts à Hêtre sur les plans floristiques, écologiques et chorologiques. A partir de cette typologie, la niche climatique théorique de chaque communauté pourra être précisée.

Ces résultats pourront alors être mis en relation avec les suivis effectués *in situ* et fournir des éléments sur les trajectoires possibles à long terme.

Enfin, la possibilité d'un suivi phénologique avait été soulevée. Malgré la pertinence de l'indicateur phénologique et de plusieurs méthodes robustes (ULRICH & CECCHINI, 2009 ; VITASSE, 2009 ; VITASSE *et al.*, 2011) permettant de le suivre, son application sur les différents sites suivis par ailleurs n'a pas été retenue. En effet, l'effort d'échantillonnage élevé à maintenir pour assurer un suivi phénologique (un passage par semaine ou tous les 10 jours), couplé à l'éloignement important des sites, rend cette possibilité difficilement réalisable et soutenable à long terme sans relais locaux impliqués. De plus, le débourrement du Hêtre ne serait pas corrélé directement à la hausse des températures (VITASSE, 2009 ; VITASSE *et al.*, 2011).

En revanche, l'existence de données phénologiques historiques en forêt domaniale de Laveyron (SAVOIE, 1982) ouvre la voie à une possibilité plus envisageable : un suivi diachronique. En effet, un retour sur les placettes échantillonnées il y a maintenant presque 40 ans, en suivant la même méthodologie d'observation de la phénologie, permettrait de tester directement l'hypothèse de décalages dans les stades de développement et de les quantifier. Les possibilités de suivi diachronique seront étudiées et la démarche sera précisée en 2019 avant une éventuelle mise en œuvre en 2020.

8. Suivis des indicateurs biologiques des écosystèmes montagnards

8.1 Communautés végétales de pelouses acidiphiles psychrophiles

Les communautés végétales de pelouses acidiphiles psychrophiles n'ont pas été suivies en 2018. Le délai entre chaque campagne de suivis est fixé à 2 ans, soit 2017-2018 et 2019-2020 (MALLARD, 2017b).

8.2 Apollon (Parnassius apollo) et cortège de lépidoptères de montagne associé

La littérature scientifique indique que, parmi les espèces, les papillons sont celles qui ont répondu le plus aux changements climatiques, notamment en modifiant leurs aires de répartition vers le nord ou vers de plus hautes altitudes (WILSON & MACLEAN, 2011).

Les lépidoptères des montagnes béarnaises ne devraient pas échapper à cette tendance et il est probable que nous observions à plus ou moins long terme une modification des cortèges avec notamment une raréfaction des espèces montagnardes et une augmentation des espèces « planitiaires ». Wilson *et al.* (2007) ont étudié le changement de cortège d'espèces dans la Sierra du Guadarrama (centre Espagne) entre 1967 et 2005. Leurs résultats suggèrent par exemple que le réchauffement climatique, combiné avec la perte d'habitat et d'autres sources de changements biologiques, entraine des pertes significatives dans la richesse spécifique en milieu de montagne et dans certaines régions où se rencontrent des espèces à leurs marges latitudinales les plus basses. 90% du territoire qu'ils ont étudié a été sujet à un déclin de la richesse spécifique, avec une domination d'espèces à large aire de répartition, la colonisation des espèces de plaine plus en altitude ne compensant pas la diminution de la richesse spécifique des espèces de montagne (WILSON *et al.*, 2007).

Pour l'Apollon (*Parnassius apollo,* Lepidoptera – Papilionidae*)* espèce protégée et emblématique des milieux ouverts montagnards arides, la diminution de ses effectifs voire la disparition des populations isolées de basses altitudes, en partie due au changement climatique, est visible depuis les années 70 dans différents massifs européens (DESCIMON, 1994). Ashton *et al.* (2009) ont également montré une évolution de phénologie (sortie plus précoce) et d'écologie (changement de plante-hôte) sur certaines populations de la Sierra de Guadarrama.

Pour étudier *P. apollo* face au changement climatique, plusieurs facteurs sont donc à prendre en compte. La dynamique de population dépend notamment de la topographie au niveau local, qui aura des effets sur la disponibilité des ressources et la présence de microclimats potentiellement plus favorables aux conditions ambiantes (WILSON *et al.*, 2015).

L'irradiance, c'est-à-dire l'énergie radiative journalière reçu par le sol, est une variable topographique qui joue un rôle important dans la présence de *P. apollo* (EE *et al.*, 2015). Espèce thermophile, il semble qu'une forte irradiance lui soit favorable. Cette variable a donc été modélisée en 2017, en collaboration avec le bureau d'étude de géomatique Ecumène – Becheler (BECHELER CONSEILS, 2018) et en complément de l'étude spécifique menée sur la caractérisation de la niche écologique de *P. apollo* dans les Pyrénées-Atlantiques (MALLARD, 2017b). Les résultats sont présentés dans la partie qui suit. Ces études préalables ont permis de mieux cerner la biologie de l'espèce (MALLARD, 2016a ; THOMAS *et al.*, 2006) et de différencier les facteurs écologiques locaux, des facteurs induits par le changement climatique. Cela pourrait aussi aider, *in fine, à* la mise en place de mesures de conservation adaptées au contexte de changement climatique (DAVIES *et al.*, 2006 ; ASHTON *et al.*, 2009).

8.2.1 Etude spécifique sur l'influence de l'irradiance et des conditions édaphiques sur P. apollo

Auteur : Bureau d'étude Becheler Conseils

- **Matériel et méthodes**

Les occurrences ont été récoltées par Cistude Nature, à partir des données du suivi de 2016 et 2017 mené en vallée d'Ossau et en vallée d'Aspe (MALLARD, 2016b ; MALLARD, 2017b). La position des individus observés au sein des sites de suivi a été pointée au GPS (précision +/- 4 mètres). En 2017, lorsque *P. apollo* a été observé hors sites d'étude, sa position a également été enregistrée afin d'augmenter le nombre d'occurrence.

L'occurrence des individus est ensuite mise en relation avec l'irradiance et la géologie des sites. L'irradiance a été modélisée par Ecumène à partir du MNT, grâce à l'algorithme de Scharmer and Greif. Le modèle est réalisé sur la base du solstice d'été et prend en compte l'ombre portée du relief environnant. L'unité de ce jeu de donnée est exprimée en $Wh.m^{-2}$.

La géologie a été étudiée à partir de la consultation de la carte géologique de la France à 1/ 50 000, pour les feuilles concernées par l'aire d'étude :

N : 1 051 « Oloron-Sainte-Marie » ;

N° 1 052, « Lourdes » ;

N° 1 069, « Laruns-Somport »

N° 1070, « Argeles-Gazost » ;

N° 1 082, « Gavarnie ».

Il faut noter que la feuille 1 069 concerne l'essentiel des surfaces.

- **Résultats**

– Irradiance

Suite au nettoyage des données de terrain par Cistude Nature, 68 observations géolocalisées ont été retenues. Grâce à leurs coordonnées géographiques, il a été possible d'associer une valeur d'Irradiance à chacune des observations (Fig. 327–Fig. 329).

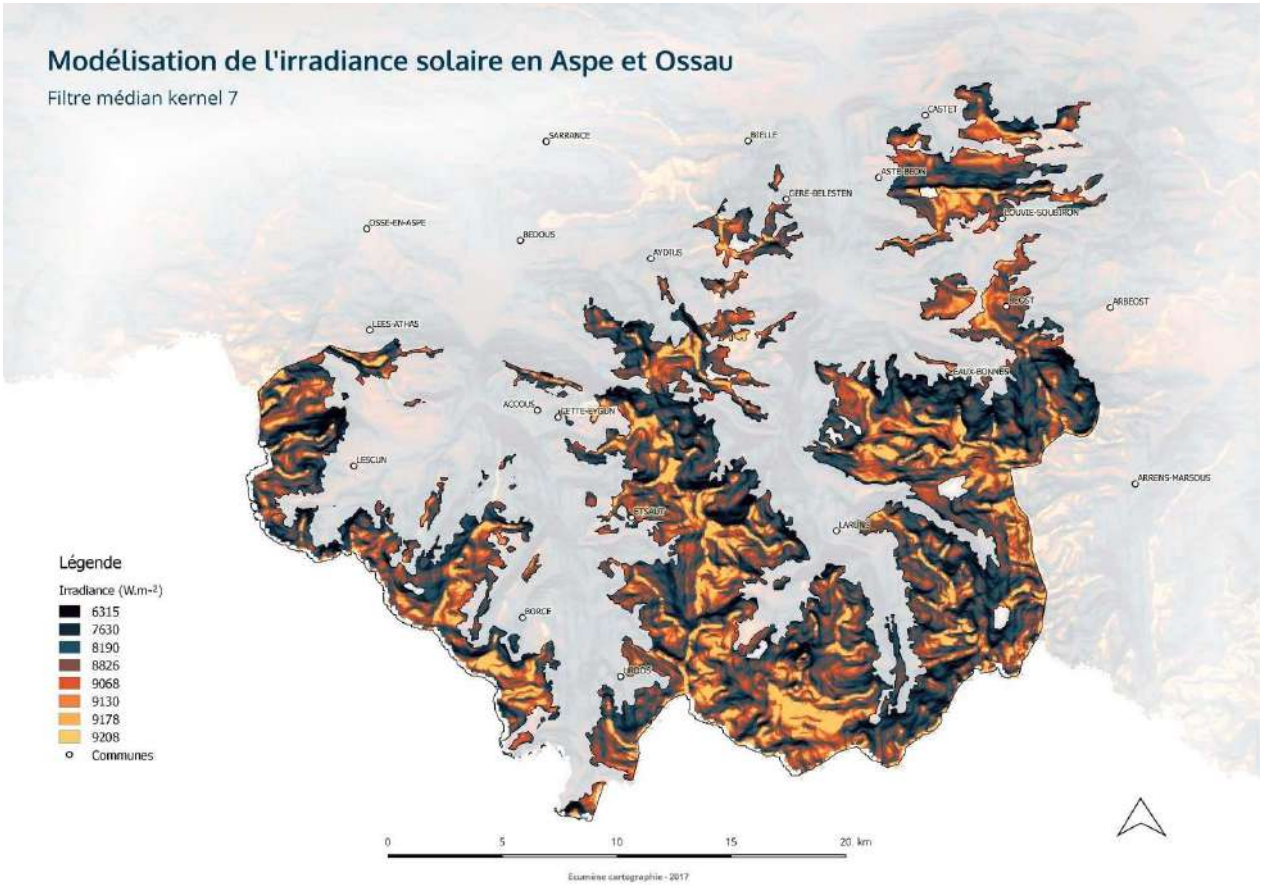


Fig. 327. Carte d'irradiance, Ecumène.

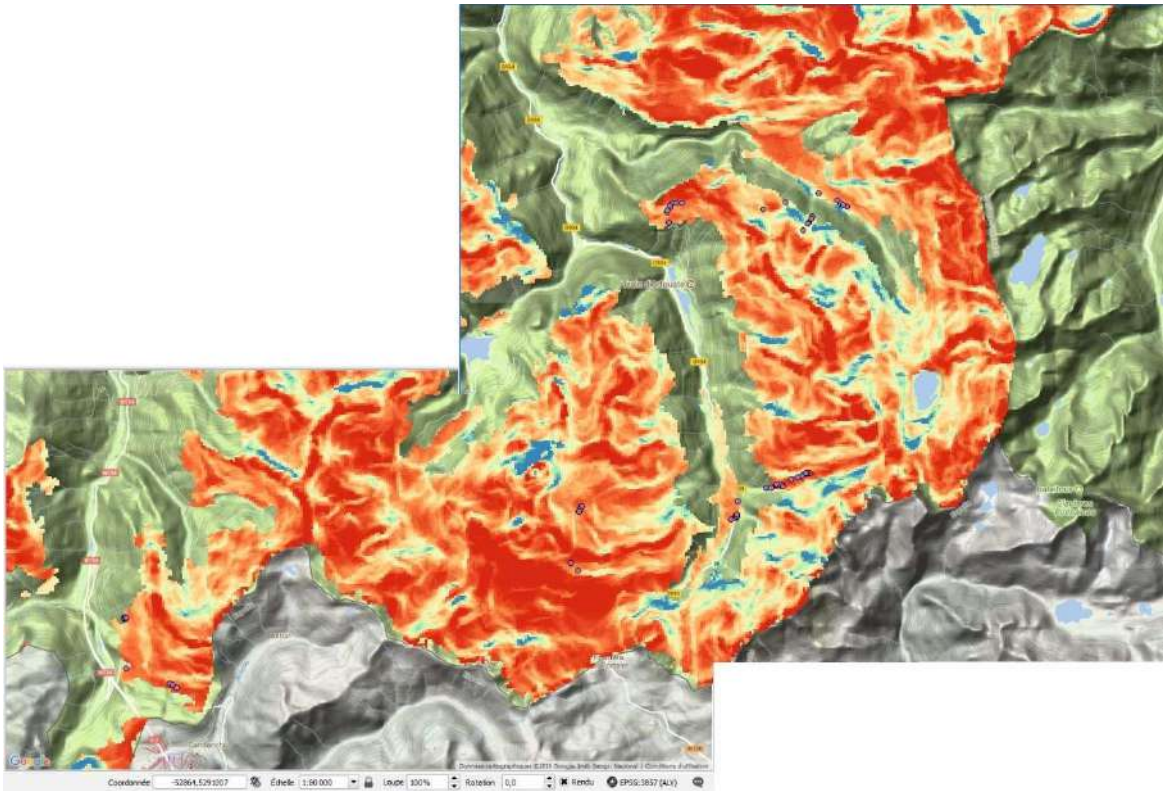


Fig. 328. Extrait de la carte d'irradiance, comprenant la quasi-totalité des observations de P. apollo.

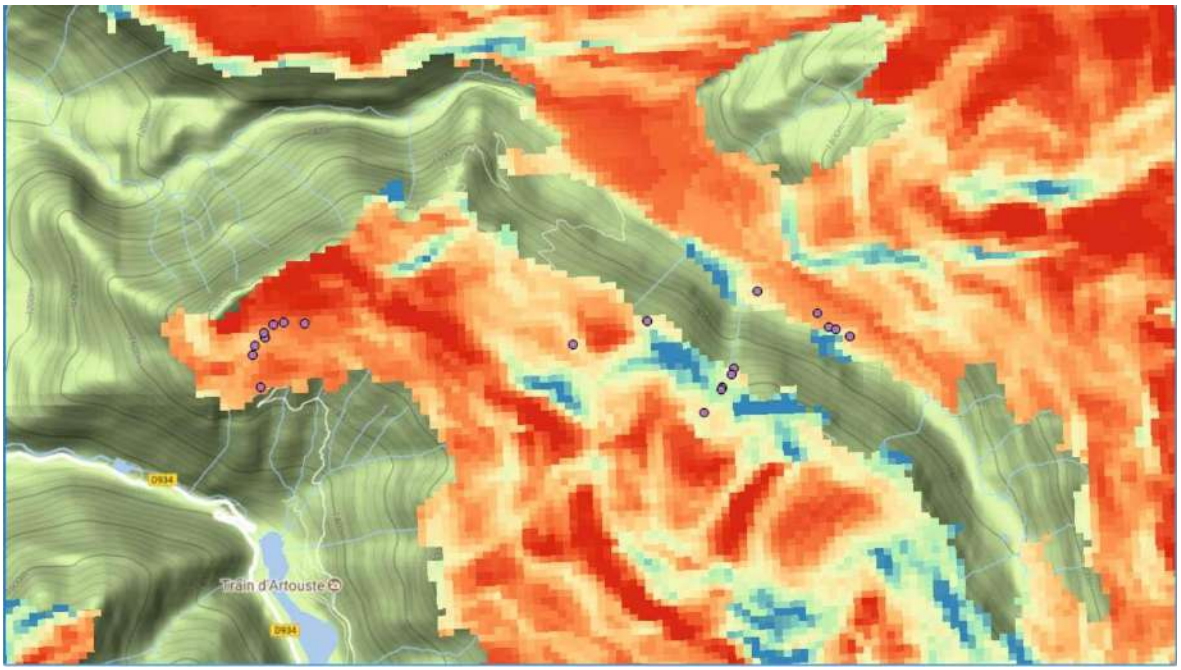


Fig. 329. Zoom sur une zone d'irradiance diversifiée.

Les zones sur lesquelles *P. apollo* est observé couvrent la plage d'irradiance entre 7 600 et 9 300 $Wh.m^{-2}$ (Fig. 330).

Les observations de *P. apollo* semblent plutôt concentrées sur les zones d'irradiance forte. Il n'y a pas d'observation sur les valeurs extrêmes de la zone d'étude (min : 6 894, max : 9 408). Ceci étant dit, il n'est, pour l'heure, pas possible de savoir si ceci est lié à un effet seuil (en termes de gamme écologique du papillon) ou au protocole d'échantillonnage qui aurait exclu les zones d'irradiance extrême sur les fortes pentes d'altitude, peu ou pas accessibles dans les conditions de l'étude.

La racine carrée du nombre d'observation (ici, $N_{obs} = 68$) est fréquemment utilisée pour déterminer le nombre optimal de classes. Le partitionnement de la plage d'Irradiance en 8 classes est donc réalisé.

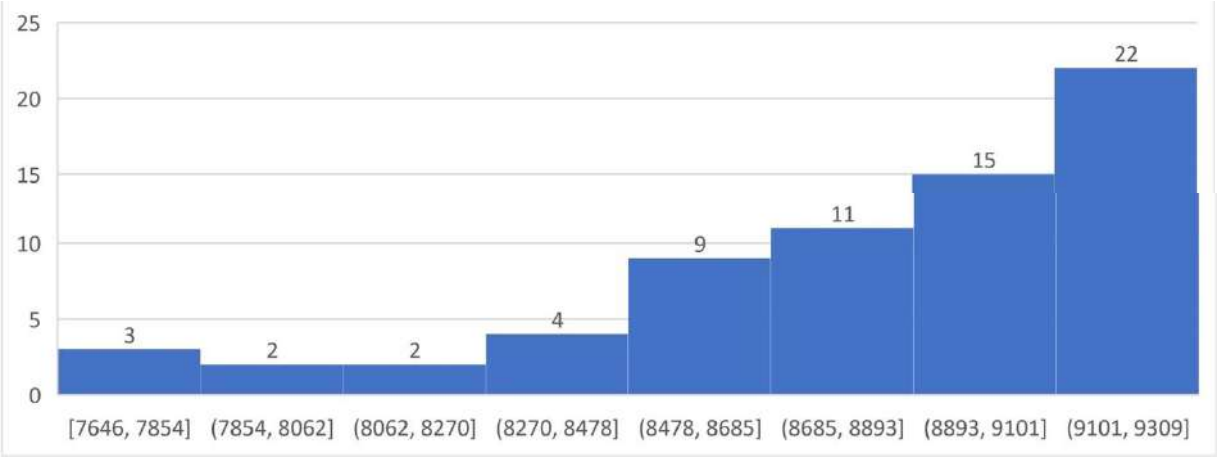


Fig. 330. Nombre d'individus observés par classe d'irradiance

Afin d'obtenir une courbe, le nombre d'observations au sein de chaque classe a été attribué à la valeur centrale de la classe. La courbe théorique décrivant la meilleure répartition des observations

est de forme exponentielle. Nous présenterons ici seulement les résultats associés à cette forme de courbe (Fig. 331).

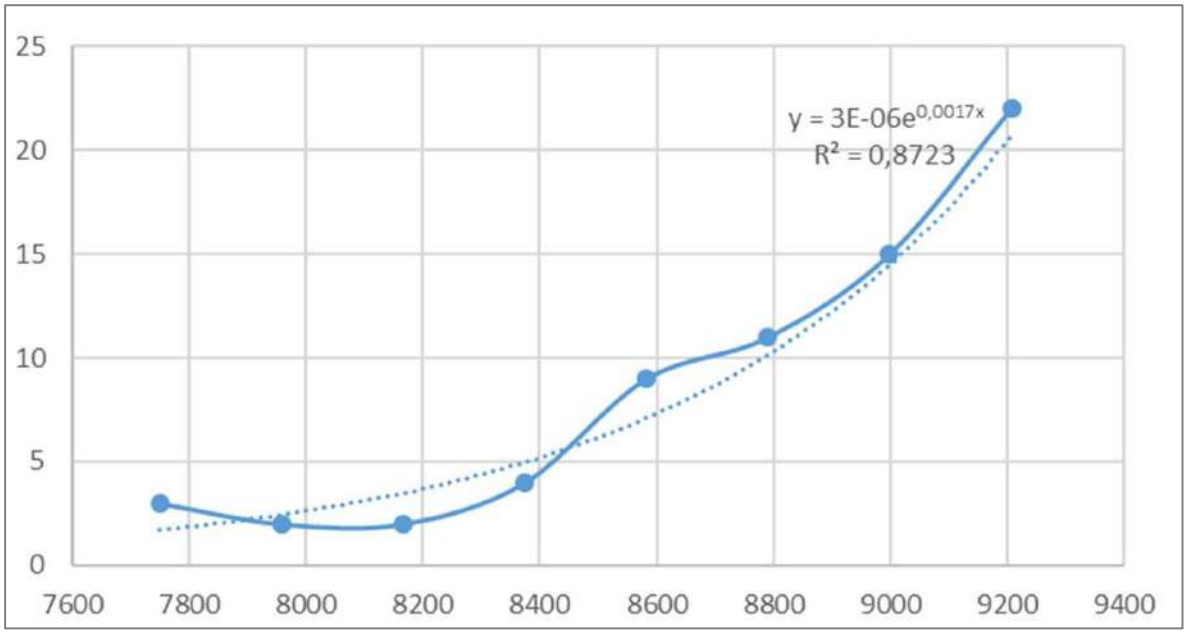


Fig. 331. Nombre d'individus en fonction de l'irradiance

Cette régression suggère que l'occurrence de *P. apollo* augmente de manière exponentielle avec l'irradiance. Pour autant, gardons en tête que ces résultats ne concernent que la plage de valeurs d'irradiance comprises entre 7 646 à 9 309 $Wh.m^{-2}$ (Tab. CLIV). Il est tout à fait possible qu'un échantillonnage couvrant une gamme plus large d'irradiance, débouche sur une forme de relation différente.

Ici, la valeur du R^2 atteint 0.87. Ceci se traduit de la manière suivante : 87 % de la variabilité des observations de *P. apollo* sont expliqués par le seul paramètre Irradiance.

La part de variance qui reste non expliquée ne pèse finalement que 13%. Elle peut être quantifiée par le calcul des écarts entre les valeurs observées et les valeurs prédites par la régression, appelés résidus.

L'analyse des résidus a un double objectif. Premièrement, elle permet de tester la validité d'un modèle de régression, en s'assurant que les résidus se distribuent aléatoirement autour de la courbe de régression (en ne présentant pas de structure particulière). Dans un second temps, l'analyse de ces résidus peut être reprise, dans le cadre d'une seconde régression, par exemple, afin de pousser plus en avant l'explication de l'occurrence de *P. apollo*.

Tab. CLIV. Valeurs prédites par la régression et résidus associés par classe d'irradiance (VC : valeur centrale).

Classe IRD	VC IRD	Nb obs réelles	Nb obs prédites	Résidus
7646–7854	7750	3	1.581	1.419
7855–8062	7959	2	2.256	–0.256
8063–8270	8167	2	3.212	–1.212
8271–8478	8375	4	4.575	–0.575
8479–8686	8583	9	6.516	2.484
8687–8894	8791	11	9.279	1.721
8895–9102	8999	15	13.216	1.784
9103–9310	9207	22	18.822	3.178

Ici, les résidus ne présentent pas de structure particulière, étant alternativement positifs et négatifs et de valeur relativement homogène sur l'étendue des valeurs d'irradiance.

Ainsi, l'analyse des variables « pente » et « orientation du terrain », n'apporterait, probablement, pas plus d'information puisque ces variables sont intégrées dans le calcul de l'irradiance.

La répartition des plantes hôtes, en revanche, n'est pas prise en compte dans le calcul d'irradiance. La relation entre ces 2 variables (présence de *P. apollo* /présence de plantes hôtes) pourrait être analysée finement, bien qu'il ne soit pas exclu que les plantes hôtes soient sensibles à l'irradiance. L'interdépendance de ces variables serait intéressante à tester.

Dans la suite du rapport, une éventuelle relation avec la géologie est recherchée.

– Conditions édaphiques

La chaine des Pyrénées est l'un des systèmes géologiques parmi les plus complexes connus. Cette complexité est due à l'extrême longueur de l'histoire géologique (près de 500 millions d'années), à la diversité des roches, à la présence de nombreuses phases tectoniques dont la plus récente (50 MA) correspond à la collision des plaques européenne et ibérique, avec subduction de cette dernière.

Les Hautes Vallées d'Aspe et d'Ossau, correspondent à la zone axiale pyrénéenne, constituée des roches sédimentaires les plus anciennes (Silurien – 440 MA au Carbonifère moyen – 350 MA) et « percée » d'intrusions granitiques comme le pluton des Eaux Chaudes, ou volcanique comme le massif du Pic d'Ossau (290 MA). L'ensemble est très fortement « tectonisé » : plo éversé et chevauchant, faillé etc.

Pour la présente analyse :

- La quasi-totalité des points d'observation de *P. apollo* est incluse au sein de la feuille n°1 069 (dite de Laruns-Somport) de la carte géologique à 1/50 000 ;
- Du fait de la complexité géologique régionale, la légende de cette carte comprend 95 unités cartographiques.

Dans la partie correspondante à la zone axiale pyrénéenne, il convient de noter la présence d'une méga-structure de type géo-synclinale (pli dirigé vers le bas, en creux) formant une grande ellipse d'allongement NO-SE entre Lescun sur le Gave d'Aspe, et le Pic du Pourtalet sur les hauteurs du Gave d'Ossau. Le grand diamètre de cette ellipse est de 30 km et le petit est de 15 km. Le « fond géologique » de cette structure est représenté par les roches d'âge carbonifère moyen, constituées de schiste et de grès, indexées « h3 » sur la carte à 1/50 000. La formation h3 couvre 20 à 25 % de la surface totale de la carte de Laruns-Somport, et près de 50% de la seule zone axiale pyrénéenne (Fig. 332-Fig. 333).

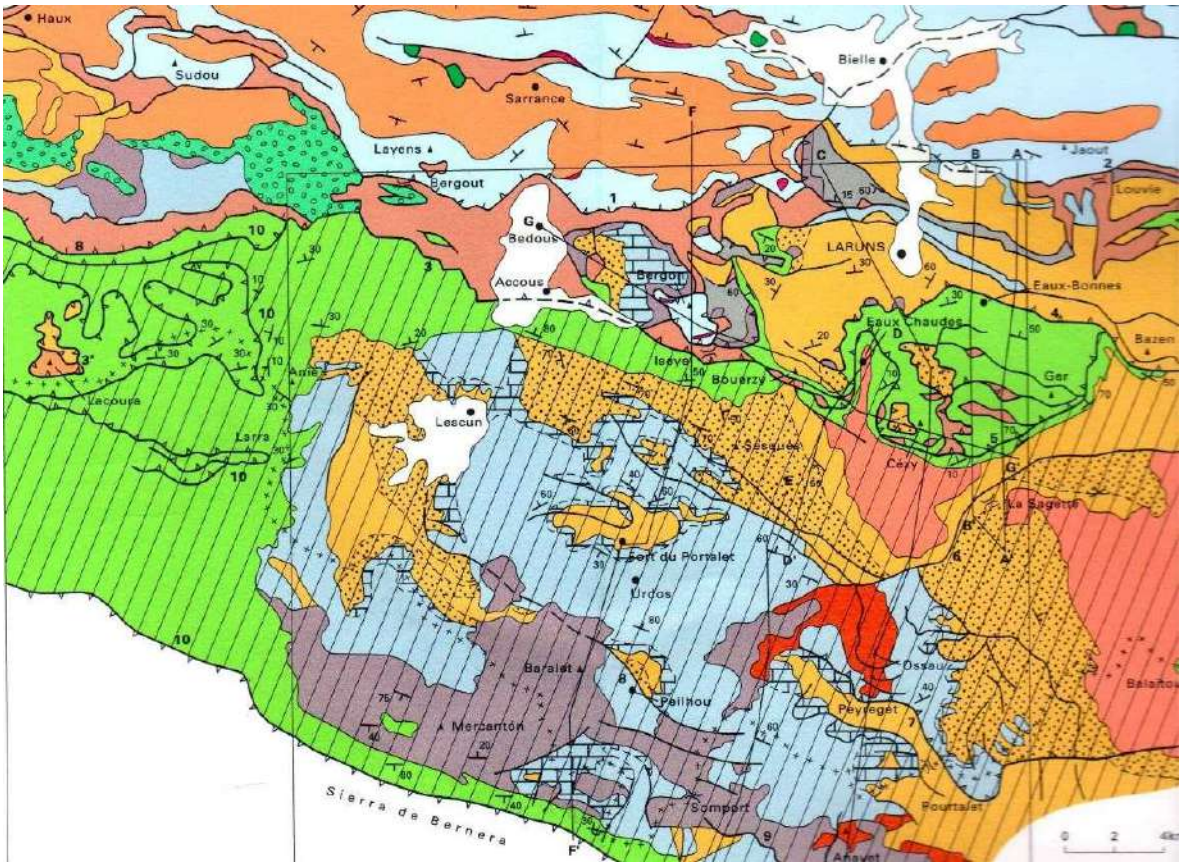


Fig. 332. Prégnance de la formation h3 dans l'aire d'étude élargie.

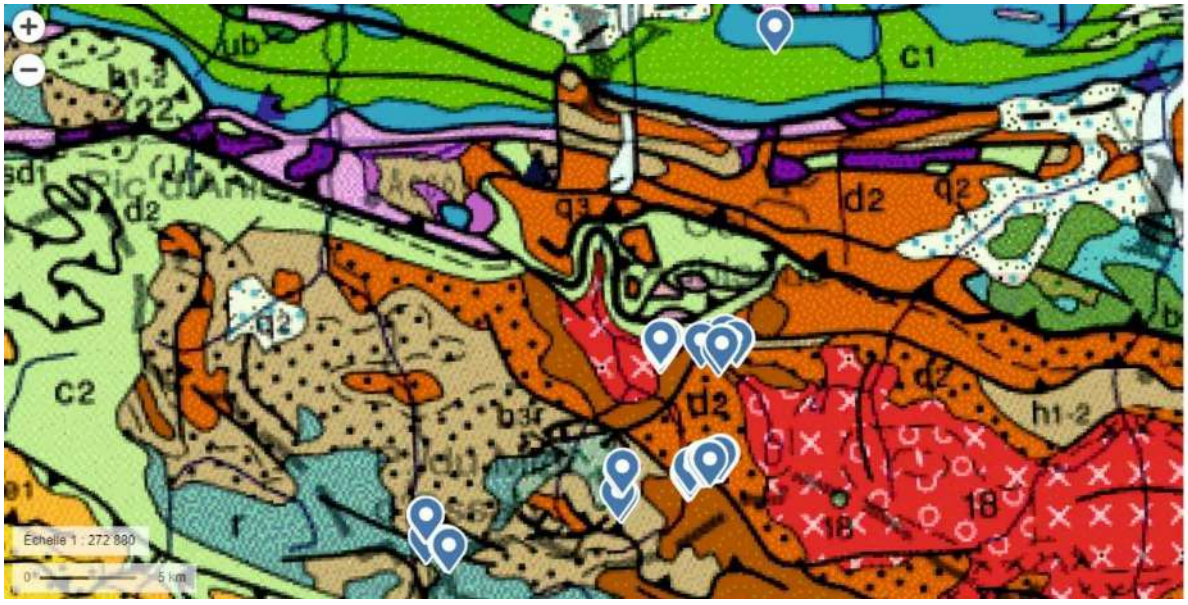


Fig. 333. Lieux d'observation du Papillon sur la carte géologique générale.

➢ Site de Lagouare

Un seul individu de *P. apollo* a été observé sur le site de Lagouare. Cet individu était sur des calcaires sub-récifaux de l'Alptien supérieur (noté n6), en général de couleur clairs. Il était cependant très proche de marnes schisteuses et calcaires schisteux noirs (C1) (Fig. 334).

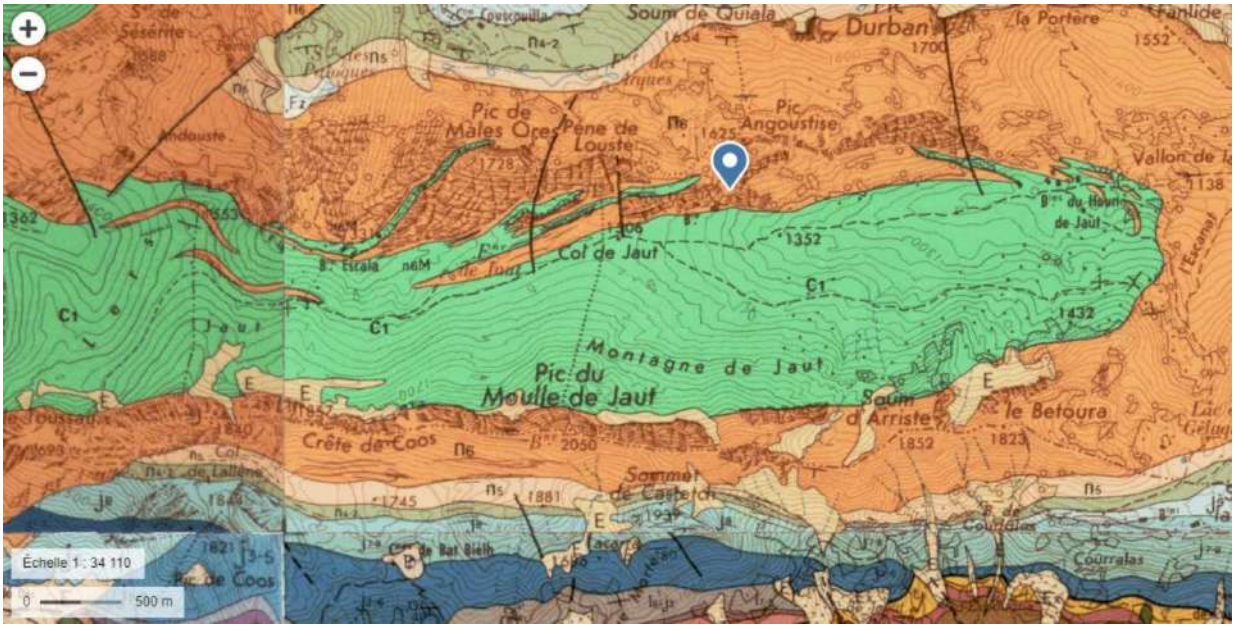


Fig. 334. Contexte géologique et occurrences de P. apollo sur le site de Lagouare.

➢ Site de La Sagette

A la Sagette, tous les individus sauf 1, sont sur des calcaires lités versicolors, à dominante sombre (h1) (Fig. 335).

Le dernier individu a été noté sur des quartzites et grès rubanés, séparés par des schistes noirs (d6S). Si les individus sur le site de Séous semblent « plus dispersés », en réalité, ils sont majoritairement sur des granites (γ) et leurs éboulis (E).

2 individus sont sur des schistes et quartzites à intercalations de calcaires (hs), et un dernier a été observé sur des calcaires (d6-7).



Fig. 335. Contexte géologique et occurrences de P. apollo sur le site de la Sagette, Séous et Soussouéou.

➢ Site de Peyrenère

Ce site, à proximité de Peyrenère, présente de nombreux individus sur des pelites versicolores (rSp), ou à proximité de ces pelites, sur des schistes et grès, gris sombres à noirs, à intercalation de calcaires sombres (h3). Un individu se trouve sur des calcaires amygdalaires, noirs à laminite (Fig. 336).

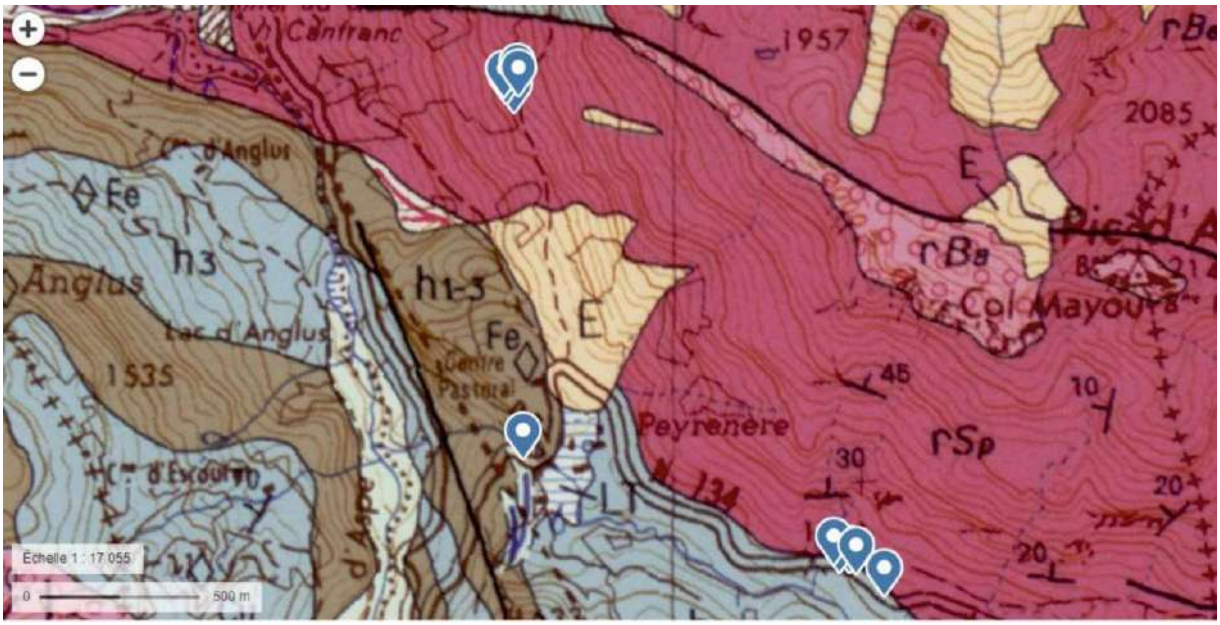


Fig. 336. Contexte géologique et occurrences de P. apollo sur le site de Peyrenère.

➢ Sites de Pombie, Soques et Arrious

De gauche à droite, les sites de Pombie, Soques et Arrious figurent sur la carte Fig. 337. La très grosse majorité des papillons est observée sur des éboulis (Fig. 337).

Sur le site de Pombie, 2 individus sont présents sur des pelites argileuses et argilo-gréseuses sombres (d3-4) et sur des schistes et grès gris sombres à noirs, avec intercalations de calcaires sombres (h3).

A Soques, 4 observations ont été réalisées sur des pelites argileuses et argilo-gréseuses sombres, et 2 sur des éboulis de 1) calcaires à polypiers clairs ou 2) pélites schisteuses, calcaires gris, gris-vert, noir ou 3) pelites sombre (E).

A Arrious, tous les individus sont sur éboulis (E) de pélites schisteuses, calcaires gris, gris-vert, noir.

Il semble donc que la nature pétrographique du substrat géologique ne joue pas de rôle perceptible dans la répartition des individus de *P. apollo*, puisqu'on les retrouve aussi bien sur les granites, les schistes, les quartzites, les pelites, les grès et les calcaires. En revanche, excepté quelques individus isolés, ils sont retrouvés essentiellement sur des substrats à dominante sombre, noire ou grise.

Ils sont retrouvés également très souvent sur des éboulis. Leur présence sur les éboulis, zone avec très peu de sol, donc difficile à coloniser, pourrait être liée à la présence des plantes hôtes, pionnières, ne supportant pas la concurrence ou l'apport de matière organique.

Sachant que d'une manière générale, la pente augmente avec l'altitude, et les éboulis augmentent avec la pente, les zones de haute altitude sont favorables à *P. apollo* grâce à la présence augmentée d'éboulis. De même manière, les versants orientés au sud, à cause des amplitudes thermiques et des

cycles de gel/dégel plus rapides et plus forts que pour les versants nord, sont plus pentus et plus riches en éboulis. L'effet de l'orientation de la pente, intégré dans l'effet d'irradiance –puisque l'irradiance est maximale sur terrain Sud-Ouest, et minimale sur le terrain Nord-Est– pourrait, en réalité, être l'effet de la présence de plantes hôtes, avec la présence accrue d'éboulis.



Fig. 337. Contexte géologique et occurrences de P. apollo sur les sites de Pombie, Soques et Arrious.

- Discussion

– Influence de l'irradiance sur l'occurrence de P. apollo

L'irradiance explique presque 90% de la répartition de l'échantillonnage de *P. apollo*. Qu'un seul paramètre environnemental explique près de 90% de la variable d'intérêt est suffisamment rare en écologie, pour être souligné. La recherche d'autres variables qui pourraient avoir une influence sur les occurrences parait alors secondaire en termes de valeur explicative. En outre, l'irradiance est une variable très intégrative (orientation, pente etc.) et joue probablement un rôle sur d'autres variables (plantes hôtes, température etc.). Il faudrait donc, parallèlement à la recherche d'autre variables explicatives, analyser finement les relations des variables entre elles.

– Relations entre la répartition de P. apollo et le contexte édaphique

P. apollo est un papillon dit « thermophile », dont la présence est, par ailleurs, largement inféodée à la présence de plantes-hôtes du genre *Sedum*. De ces faits, deux types de relations entre la présence du papillon et la nature des roches, ont fait l'objet de quelques réflexions :

- L'une concerne le caractère thermophile du papillon, et a porté sur la teinte plus ou moins foncée des roches, par conséquent, leur capacité à absorber l'énergie solaire.
- L'autre a porté sur la propension des roches à former, par altération, un sol +/- riche sur le plan minéral et à +/- grande réserve hydrique.

Concernant la couleur des roches, un premier décompte fait état de la présence de :

- 44 observations (les observations peuvent groupées plusieurs individus) sur roche sombre ;
- 7 sur roche claire ;
- 5 sur des roches de couleur intermédiaire.

En première analyse, près de 80 % des observations de *P. apollo* se localisent sur des roches sombres. Cependant ce résultat doit, en seconde analyse, être fortement relativisé : en effet, l'étude des notices explicatives des cartes géologiques, permet de constater une très forte prédominance des roches sombres dans la géologie régionale. Dès lors, l'établissement d'une relation statistique indiscutable, entre la fréquence des papillons et la couleur du substrat géologique, ne pourrait se faire que par une étude lourde, difficile à mettre en œuvre. Celle-ci devrait intégrer la proportionnalité des surfaces géologiques de différentes tonalités au sein d'un périmètre englobant toutes les populations de *P. apollo* recensées.

Concernant la nature minérale plus ou moins apte à produire un sol riche sur le plan minéral et hydrique, l'établissement d'une relation précise, s'avère également assez complexe car cette aptitude dépend de plusieurs paramètres dont :

- Le degré d'altération chimique des constituants minéraux ;
- Le niveau de fissuration et de schistosité, notamment l'aptitude à la gélifféction ;
- Les conditions climatiques situationnelles ;
- L'exposition et la pente ;
- La capacité de l'altérite formée à migrer vers le bas de pente et à s'y accumuler etc.

Quantifier l'effet cumulé de cet ensemble de paramètres pour chacun des substrats géologiques concernés, sur la fertilité des sols qui en sont issus, est une tâche non envisageable dans le cadre de

cette étude. Il est donc, au stade actuel des connaissances, impossible d'établir une relation entre les paramètres édaphiques et les populations de *P. apollo*. Toutefois, s'il est pour l'instant impossible de dire « ce qui est », une piste de recherche vers « ce qui n'est pas » s'est dégagée : Les schistes et grès du namurien (323 – 331 MA), notés « h3 » sur la carte géologique (Fig. 338) constituent l'essentiel des surfaces d'affleurement, du synclinal de Lescun–Pourtalet. Ce système géologique n'est le support que très occasionnel, des populations de *P. apollo* étudiée dans la région d'Aspe et d'Ossau: 3 individus près du refuge de Pombie. Etant donnée l'échelle de la carte géologique, il est probable qu'elle comporte sur ce site, quelques imprécisions ; en effet ce site et son environnement sont largement concernés par des étalements morainiques anciens. Il semble, en nous rapportant à une excursion déjà ancienne, que ces étalements sont plus étendus que ne le représente la carte. Il faudra préciser ce point.

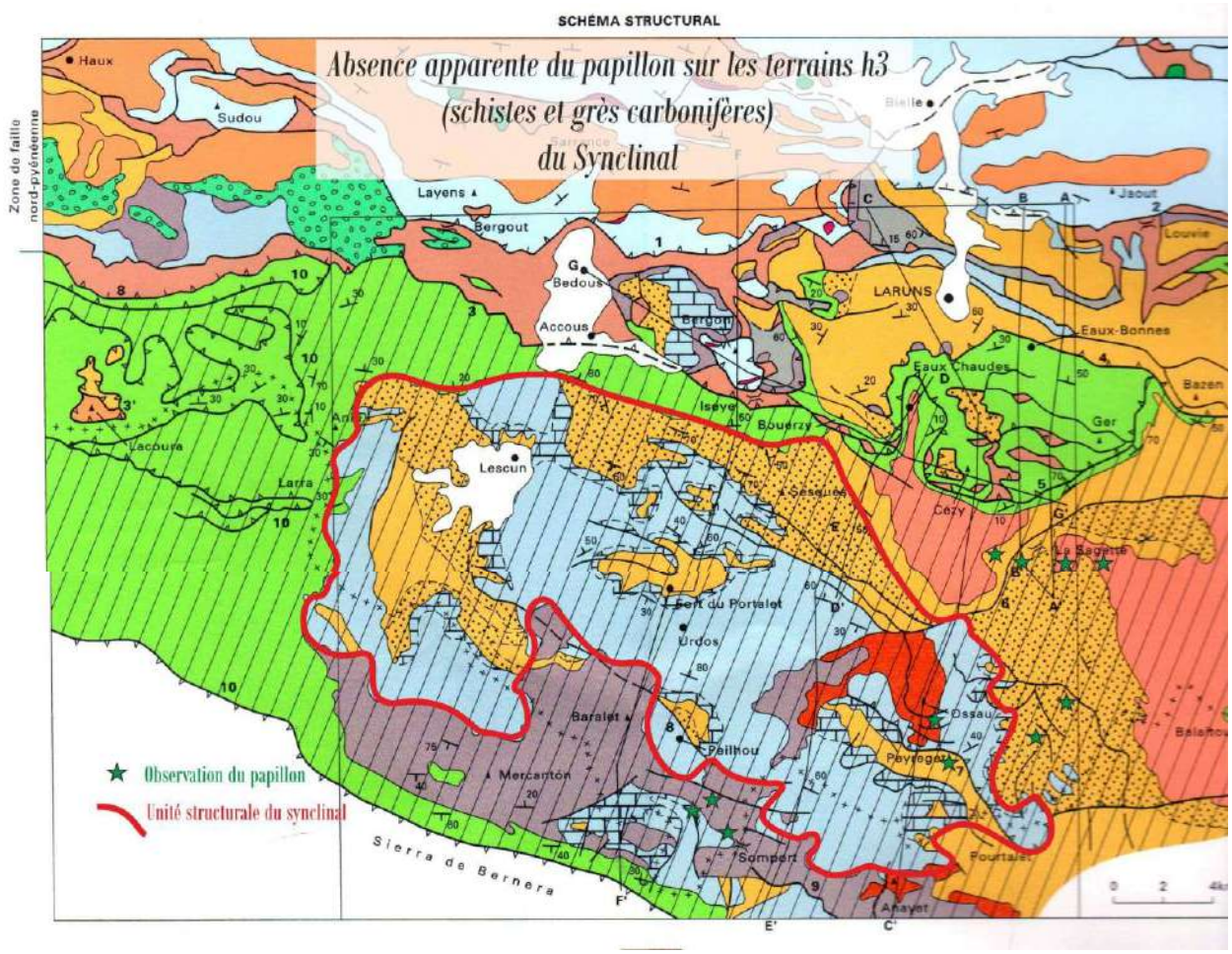


Fig. 338. Absence apparente du papillon sur les terrains h3 (schistes et grès carbonifères) du Synclinal.

Il faut retenir, ici, que seulement 5 % de la population observée de *P. apollo* est positionné sur la formation « h3 » alors que celle-ci occupe près de 50 % des surfaces des hautes vallées d'Aspe et d'Ossau.

Dans l'état actuel des connaissances, les causes de cet évitement ne peuvent être évoquées qu'en tant qu'hypothèse et piste de recherche.

La formation schisto-gréseuse du Namurien « h3 » mènerait par pédogenèse à la formation de sols relativement fertiles tenant à :

- Une faible porosité ;
- Une forte épaisseur ;
- Une richesse minérale et une capacité d'échange cationique élevée ;
- Une réserve hydrique importante.

C'est-à-dire autant de qualités « agronomiques » peu compatible avec la présence d'espèces végétales xérophiles et oligotrophes comme le sédum, plante hôte de *P. apollo*.

En conclusion, la nature géologique ne semble pas jouer de rôle sur la répartition des individus de *P. apollo*, retrouvés sur presque tous les substrats. Une relation à la chromographie des roches ou à la qualité agronomique des sols peut, en revanche, être explorée.

8.2.2 Suivi de P. apollo et du cortège lépidoptérique associé

Auteurs : Emma Valadas, Mathieu Molières, Contributeur : Ludovic Olicard

• Complément au matériel et méthodes

– Sélection des sites

Un total de 5 sites à suivre avait initialement été défini. Ce nombre avait été estimé insuffisant par le conseil scientifique du programme (Mallard, 2017). 10 sites ont finalement été sélectionnés pour l'étude en 2017, selon les caractéristiques suivantes :

– présence d'une population de *Parnassius apollo* (observations directes ou données bibliographiques issues de la plate-forme associative faune-aquitaine.org et de données ponctuelles de naturalistes) ;

– site présentant une superficie minimale d'habitats favorables (pelouses caillouteuses thermophiles avec présence de plantes hôtes (*Sedum spp., Sempervirum spp.*) et plantes nectarifères (*Cirsium spp., Scabiosa columbaria, Carduus spp.,etc.)*, l'objectif étant de placer un ou deux transects ;

– accessibilité de la zone (moins d'une heure de marche pour accéder au site) ;

– obtenir un échantillonnage de sites variés en altitude, exposition et en contexte géographique (piémont, cœur de chaîne, fond de vallée, etc.) ;

– dans la mesure du possible site faisant déjà l'objet d'un suivi dans le cadre du programme les sentinelles du climat (marmottes, bourdons, lézards) ont été privilégiés.

– Description des sites choisis

Dix sites ont été définitivement validés en 2017. Sept sont situés en vallée d'Ossau (Lagouare, Sagette, Séous, Soussouéou, Arious, Soques, Pombie) deux en vallée d'Aspe (Peyrenère, Somport) et un dans la province Basque de la Soule (Bizkarzé) (Fig. 339).

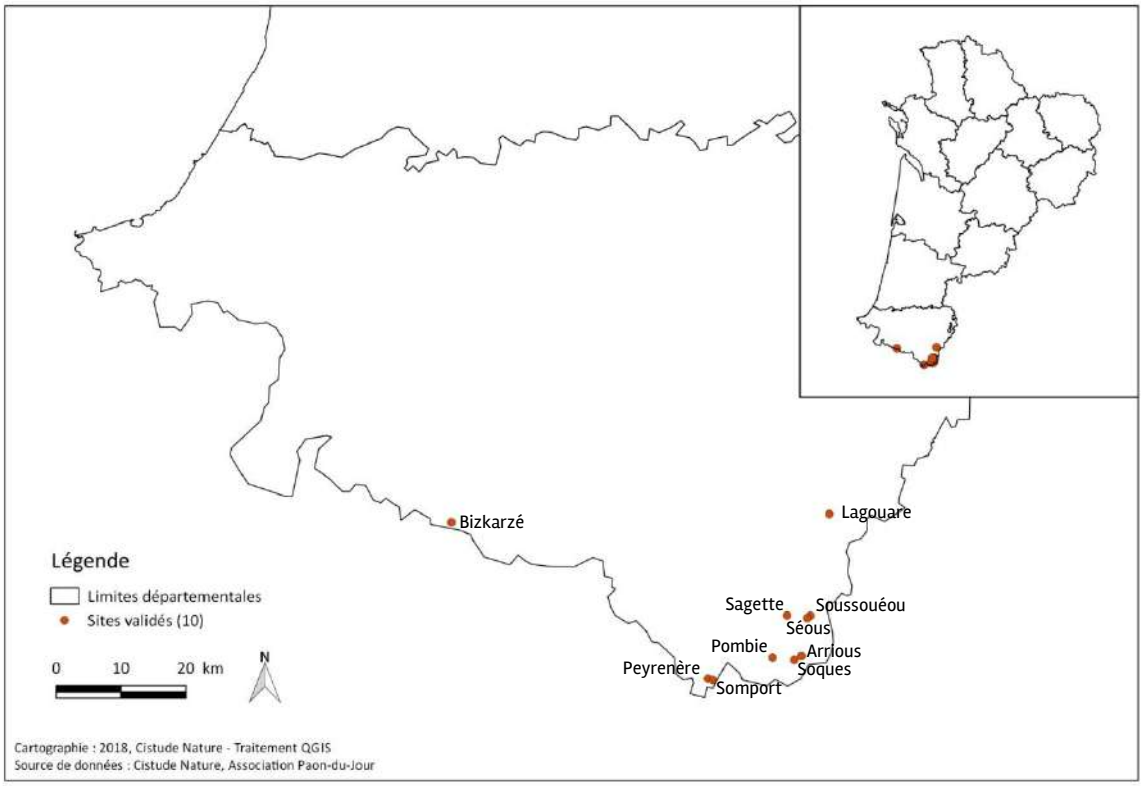


Fig. 339. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi P. apollo et cortège lépidoptérique associé.

Leurs caractéristiques sont rappelées dans le tableau qui suit (Tab. CLV).

Tab. CLV. Caractéristiques des sites et transects de suivis P. apollo et cortège lépidoptérique associé.

Vallée	Commune	Nom du site	Numéro transect	Départ (wgs84)		Arrivée (wgs84)		Longueur (m)	Altitude (m)		Exposition dominante
				N	W	N	W		Départ	Arrivée	
Ossau	Louvie-Juzon	Lagouare	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1433	1428	Sud
			2	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1420	1414	Sud
	Laruns	Séous	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1783	1778	Nord-est
		Soussouéou	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1445	1444	Nord-est
		Pombie	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1979	1991	Est
		Arrious	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1686	1691	Sud
			2	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1649	1640	Sud
		Soques	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1408	1405	Ouest
		Sagette	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1827	1816	Sud-ouest
Aspe	Urdos	Peyrenère	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1444	1451	Sud-ouest
		Somport	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1567	1562	Sud-ouest
Soule	Larrau	Bizkarzé	1	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]	150	1549	1542	Sud

– Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Deux techniques sont utilisées. Le cortège lépidoptérique de chaque site est étudié par le biais de **transects**, tandis que l'abondance de *P. apollo* est estimée par **point fixe d'observation**. Les méthodes d'échantillonnage sont détaillées ci-dessous.

Etude du cortège lépidoptérique

Pour l'étude du cortège lépidoptérique, l'échantillonnage par transect a été privilégié. La méthode s'inspire du protocole STERF (Suivi temporel des rhopalocères de France, Pollard et Yates (1993)). Elle a été adaptée au contexte montagnard (terrain escarpé et densité importante de lépidoptères) en réduisant la longueur du transect à 150 m (MALLARD, 2017b), contre 200 m dans la méthode standardisée.

Un transect a été positionné sur chaque site en fonction de la présence d'habitats favorables à *P. apollo*. Lorsque la superficie d'habitats jugés favorables le permettait un deuxième transect a été positionné comme à Lagouare et Arrious (Tab. CLVI). Les transects ont été positionnés en suivant au mieux les courbes de niveau (MALLARD, 2017b).

Estimation de l'abondance de *P. apollo*

Pour estimer l'abondance de *P. apollo*, des points fixes d'observation ont été positionnés aléatoirement sur chaque site. Cette méthode a été privilégiée car elle s'adapte particulièrement à l'espèce (facilement détectable, population à faible effectif) et à son habitat (terrain escarpé, pelouse rase).

Sur les 5 points d'observation définis lors de l'étude spécifique (MALLARD, 2017b), seulement deux ont été gardés. Etant donné que trois sites supplémentaires sont étudiés à long terme (Bizkarzé, Somport et Peyrenère), l'échantillonnage avec 5 réplicats par site dépassait les moyens humains disponibles. Les points qui ont été conservés correspondent aux deux points les plus proches du transect (gain de temps), et appartenant à un type de substrat différent (un de type « roche » et un de type « pelouse ») afin de conserver un échantillonnage stratifié.

Concernant les trois sites des vallées d'Aspe et de la Soule qui n'avaient pas été pris en compte dans l'étude spécifique, la même méthode a été privilégiée, elle est exposée ci-dessous :

- Un premier travail de photo-interprétation suivi d'un traitement SIG a permis d'obtenir sur l'ensemble d'un site des « mailles », carrés de 50mx50m, constituées principalement de roche (maille de type roche) ou de pelouse (maille de type pelouse) ;
- Toujours par le biais de SIG, et avec la connaissance du terrain, les mailles inaccessibles et/ou trop éloignées du transect ont été supprimées ;
- Enfin, le tirage aléatoire d'une maille a été réalisé par SIG pour chaque type de substrat ;
- Au sein de chaque maille sélectionnée, le point d'observation est placé en bas de pente de manière à obtenir un rayon d'observation le plus large possible (Fig. 340), excepté pour le point BIZ2 où l'observateur se place en direction du sentier (Fig. 341).

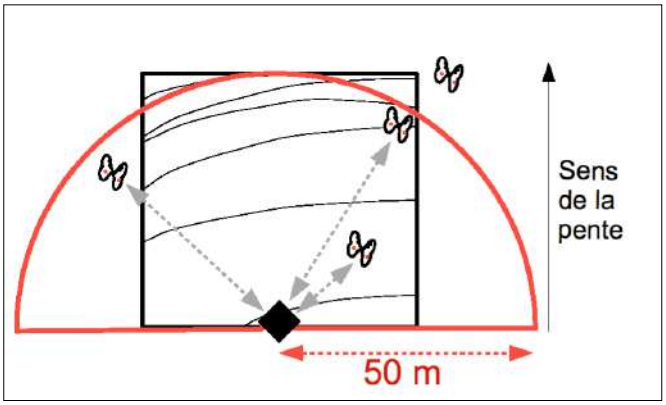


Fig. 340. Méthode de comptage par point fixe. Maille d'échantillonnage (bordures noires épaisses) avec les courbes de niveau (lignes noires fines).

Point fixe d'observation (losange noir) placé en bas de la pente au sein de la maille. L'observateur compte la distance aux individus (flèches grises) compris dans un rayon semi-circulaire de 50m (contours rouges).

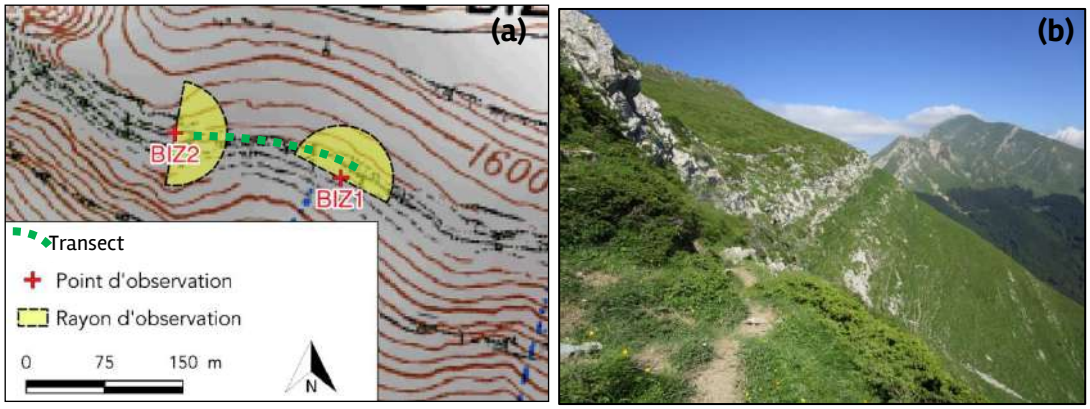


Fig. 341. Localisation des points d'échantillonnage sur le site de Bizkarzé (a) et vue du point BIZ2 (b).

Les noms des points d'observations issus de l'étude spécifique de 2017 ont été modifiés lorsqu'ils correspondaient à des points numérotés 3, 4 ou 5 afin de pouvoir mettre en relation les comptages de 2017 à ceux réalisés à partir de 2018 (Tab. CLVI).

Au total, 20 points ont été positionnés, soit deux par site (Annexe 22).

Tab. CLVI. Caractéristiques des points d'échantillonnage pour le suivi de P. apollo.

Vallée	Commune	Nom du site	Nom définitif du point	Nom initial du point (suivi 2017)	Coordonnées GPS (WGS84)		Axe d'orientation	Altitude (m)
					N	W		
Ossau	Louvie-Juzon	Lagouare	**LAG1**	LAG4	[redacted]	[redacted]	N-O	1429
			LAG2	LAG5	[redacted]	[redacted]	N	1409
	Laruns	Séous	**SEO1**	/	[redacted]	[redacted]	S-O	1795
			SEO2	SEO3	[redacted]	[redacted]	O	1786
		Soussouéou	**SOU1**	/	[redacted]	[redacted]	S	1434
			SOU2	SOU3	[redacted]	[redacted]	S-O	1438
		Pombie	**POM1**	POM3	[redacted]	[redacted]	O	1996
			POM2	POM5	[redacted]	[redacted]	N-O	1995
		Arrious	**ARR1**	/	[redacted]	[redacted]	E	1610
			ARR2	/	[redacted]	[redacted]	N	1626
		Soques	**SOQ1**	/	[redacted]	[redacted]	N-E	1383
			SOQ2	SOQ5	[redacted]	[redacted]	E	1397
		Sagette	**SAG1**	SAG4	[redacted]	[redacted]	N	1825
			SAG2	SAG5	[redacted]	[redacted]	N	1820
Aspe	Urdos	Peyrenère	**PEY1**	/	[redacted]	[redacted]	E	1436
			PEY2	/	[redacted]	[redacted]	N-E	1441
		Somport	**SOM1**	/	[redacted]	[redacted]	N-E	1534
			SOM2	/	[redacted]	[redacted]	N-E	1542
Soule	Larrau	Bizkarzé	**BIZ1**	/	[redacted]	[redacted]	N-E	1517
			BIZ2	/	[redacted]	[redacted]	E	1553

– Méthode de relevés et détermination des espèces

Pour le point fixe, l'ensemble des imagos observés dans un demi-cercle de 50 m de rayon est comptabilisé pendant 5 minutes (MALLARD, 2017b).

Le transect est quant à lui parcouru en 10 min (± 1 min) en identifiant et comptabilisant l'ensemble des imagos présents au sein d'une boite imaginaire de $5m^3$ (MALLARD, 2017b).

Lorsqu'il n'est pas possible de déterminer un individu à l'espèce (non identifiable en vol et non capturé), celui-ci est noté avec le taxon le plus précis possible (genre < morphotype < famille).

– Conditions météorologiques requises

Les conditions météorologiques requises pour réaliser le suivi sont celles définies dans le protocole STERF (MALLARD, 2017b ; POLLARD & YATES, 1993).

– Nombre de campagne de relevés

Quatre passages par site et par an sont effectués entre juin et août, soit un passage toutes les trois semaines environ, pour couvrir la période de vol théorique de *P. apollo (Tab. CLVII)*. Le début des relevés est dépendant de la couverture neigeuse restante, il peut varier de plusieurs semaines (Tab. CLVIII-Tab. CLX) (MALLARD, 2017b).

Tab. CLVII. Date du premier relevé par année de suivi par rapport à la date d'émergence de P. apollo.

Année du suivi	Date du premier relevé (passage 1)	Date de la première observation de *P. apollo*
2016	27-06	13-07 (donnée bibliographique)
2017	17-07	03-07
2018	25-06	17-07

Tab. CLVIII. Date des relevés 2018 par passage et observation de P. apollo (dates en gras)

Nom du site	1er passage	2ème passage	3ème passage	4ème passage	Observateur
Lagouare	27/06/2018	15/07/2018	04/08/2018	20/08/2018	EV (1 à 3) et MM (4)
Arrious	25/06/2018	**18/07/2018**	**05/08/2018**	**22/08/2018**	EV (1 à 3) et MM (4)
Séous	28/06/2018	17/07/2018	**07/08/2018**	**21/08/2018**	EV (1 à 3) et MM (4)
Soussouéou	28/06/2018	**17/07/2018**	**07/08/2018**	**21/08/2018**	EV (1 à 3) et MM (4)
Pombie	27/06/2018	15/07/2018	**04/08/2018**	22/08/2018	EV (1 à 3) et MM (4)
Soques	26/06/2018	18/07/2018	07/08/2018	**22/08/2018**	EV (1 à 3) et MM (4)
Sagette	26/06/2018	17/07/2018	07/08/2018	**21/08/2018**	EV (1 à 3) et MM (4)
Peyrenère	27/06/2018	15/07/2018	04/08/2018	22/08/2018	EV (1 à 3) et MM (4)
Somport	27/06/2018	15/07/2018	**04/08/2018**	24/08/2018	EV (1 à 3) et MM (4)
Bizkarzé	26/06/2018	19/07/2018	**06/08/2018**	20/08/2018	EV (1 à 3) et MM (4)

En gras : dates de relevé faisant l'objet d'une observation de P. apollo ; Observateurs : MM / Mathieu Molières ; EV / Emma Valadas

Tab. CLIX. Date des relevés 2017 par passage et observation de P. apollo (dates en gras) par point d'observation.

Nom du site	1er passage	2ème passage	3ème passage	Observateur
Lagouare	03/07/2017	17/07/2017	**26/07/2017**	EV
Arrious	**05/07/2017**	**11/07/2017**	**18/07/2017**	EV
Séous	**07/07/2017**	**12/07/2017**	**25/07/2017**	EV
Soussouéou	**07/07/2017**	**12/07/2017**	**22/07/2017**	EV
Pombie	**04/07/2017**	**13/07/2017**	**18/07/2017**	EV
Soques	**03/07/2017**	**11/07/2017**	17/07/2017	EV
Sagette	**03/07/2017**	**13/07/2017**	**21/07/2017**	EV
Peyrenère	/	/	/	/
Somport	/	/	/	/
Bizkarzé	/	/	/	/

En gras : dates de relevé faisant l'objet d'une observation de P. apollo ; Observateurs : MM / Mathieu Molières ; EV / Emma Valadas

Tab. CLX. Date des relevés 2017 par passage et observation de P. apollo (dates en gras) par transect.

Nom du site	1er passage	2ème passage	3ème passage	Observateur
Lagouare	**17/07/2017**	02/08/2017	25/08/2017	MM
Arrious	**18/07/2017**	03/08/2017	28/08/2017	MM
Séous	**31/07/2017**	29/08/2017	/	MM
Soussouéou	31/07/2017	29/08/2017	/	MM
Pombie	**18/07/2017**	04/08/2017	28/08/2017	MM
Soques	18/07/2017	04/08/2017	24/08/2017	MM
Sagette	**03/08/2017**	29/08/2017	/	MM
Peyrenère	01/08/2017	24/08/2017	/	MM
Somport	17/07/2017	01/08/2017	24/08/2017	MM
Bizkarzé	02/08/2017	24/08/2017	/	MM

En gras : dates de relevé faisant l'objet d'une observation de P. apollo ; Observateurs : MM / Mathieu Molières ; EV / Emma Valadas

– Fiche de relevés

La fiche de relevé de transect se compose de différentes informations (Nom du site, météo, observateur, date, heure du relevé, etc. (Annexe 23).

La fiche de relevé utilisée pour les points fixe *P. apollo* (Annexe 24) permet aussi de renseigner :

- Le numéro du passage
- La date
- Le nom du point
- L'heure de début du relevé
- Le nombre de *P. apollo* observé en 5 minutes dans un rayon de 50 mètres
- Les conditions météorologiques
- Des commentaires divers

Des supports photographiques pour aider à l'estimation des distances lors du comptage ont également été créées (Annexe 25).

– Suivi habitats

Un inventaire des habitats a été réalisé sur deux années par le Conservatoire Botanique National des Pyrénées et de Midi-Pyrénées. L'objectif est d'obtenir un état des lieux des habitats présents sur chaque site. Ces données, qui seront mises à jour tous les 6 ans, devraient permettre d'étudier *in fine* les dynamiques végétales et d'évaluer les modifications de milieu, qui pourraient entraîner des changements au sein de cortège de lépidoptères (MALLARD, 2017b).

Les relevés se sont achevés cette année, sur les sites de Bizkarzé, Peyrenère, Sagette et Somport (MALLARD, 2017b).

– Analyses mécanistiques et statistiques

L'indice d'abondance (IA) de *P. apollo* correspond à la moyenne de l'ensemble des comptages par site (soit une moyenne de 8 relevés/an/site).

Les analyses descriptives des résultats ont été produites sur Excel. Une analyse en composante principale (ACP), couplée d'une classification ascendante hiérarchique (CAH), a également été réalisée, ainsi qu'une analyse factorielle des correspondances (AFC). Ces analyses ont été réalisées sous R (Version 3.5.1 (2018-07-02) – © 2018) à l'aide du package ade4.

Pour l'AFC, un travail de tri a été réalisé en amont pour éviter de donner trop de poids aux espèces rares. Ainsi, toutes les espèces ne possédant qu'une donnée et ne pouvant pas être regroupées dans un morphotype ont été supprimées de l'analyse (*Melitaea nevadensis, Nymphalis antiopia, Callophrys rubi et Aporia crataegi*) et 6 groupes d'espèces ont été créés (*Azuré sp., Lycaena sp., Pieris sp., Hespérie orange sp., Hespérie grise sp., Argynnis sp.* et *Nacré sp.*), dans la mesure où elles possédaient une écologie proche.

- Résultats exploratoires

– Indice de richesse spécifique

Pareillement à 2017, le plus grand nombre d'espèces a été observé sur Arrious (28 espèces) et le plus faible sur Soques (6 espèces), Somport et Peyrenère (7 espèces). La richesse spécifique moyenne par site est de 14 espèces.

Le nombre d'espèces observées a augmenté sur l'ensemble des sites entre 2017 et 2018 (5.6 espèces supplémentaires en moyenne). Cette augmentation varie de 1 espèce sur Pombie et Soques, à 12 espèces sur Soussouéou, qui passe ainsi de 7 à 19 espèces (Tab. CLXI).

Tab. CLXI. Bilan de la richesse spécifique (RS) et pourcentage d'espèces strictement montagnardes observés par site en 2017 et 2018. Sites classés par altitudes décroissantes.

Site	Richesse spécifique		Taux d'espèces montagnardes		Evolution 2017–2018	
	2017	2018	2017	2018	Espèces	Taux d'espèces montagnardes
Pombie	9	10	56%	40%	+1	-16%
Sagette	9	16	22%	38%	+8	+16%
Séous	9	12	56%	42%	+3	-14%
Arrious	22	28	14%	21%	+6	+7%
Somport	3	7	0%	14%	+4	+14%
Bizkarzé	8	15	25%	20%	+9	-5%
Peyrenère	2	7	0%	29%	+5	+29%
Soussouéou	7	19	29%	26%	+12	-3%
Lagouare	13	20	15%	25%	+7	+10%
Soques	5	6	20%	17%	+1	-3%

45 espèces ont été comptées au total, sur l'ensemble des transects, dont 20 nouvelles espèces par rapport à 2017 (Annexe 26). 5 espèces contactées en 2017 n'ont pas été revues cette année : l'Hespérie du Marrube (*Carcharodus flocciferus*), le Petit Sylvandre (*Hipparchia alcyone*), l'Azuré du mélilot (*Polyommatus dorylas*), espèces peu communes, ainsi que le Cuivré fuligineux (*lycaena tityrus*) et le Demi-deuil (*Melanargia galathea*).

Le cortège lépidoptérique se compose en moyenne de 28% d'espèces strictement inféodées au milieu montagnard, sur l'ensemble des sites étudiés. Le taux le plus élevé se retrouve sur trois sites les plus altitudinaux : Pombie (40%), Sagette (38%) et Séous (42%). Les sites qui présentent le plus faible taux d'espèces montagnardes sont Somport (14%) et Soques (17%).

L'évolution du cortège montagnard entre 2017 et 2018 est différente en fonction des sites. Elle varie de –16% sur le site de Pombie à +29% sur Peyrenère (Tab. CLXI). Enfin, le nombre d'espèces montagnardes varie de 1 espèce, sur Somport et Soques, à 6 espèces, sur Arrious et Sagette (Fig. 342).

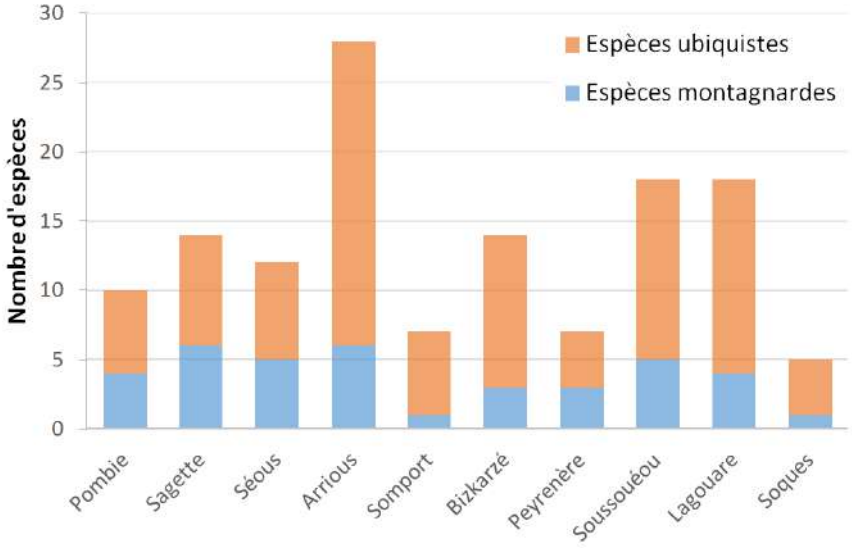


Fig. 342. Cortège lépidoptérique observé par site en 2018 (sites classés par altitude croissante).

– Identification des espèces « montagnardes »

En Europe, le milieu montagnard est le milieu qui abrite la plus grande richesse spécifique et le plus fort taux d'endémisme de lépidoptères rhopalocères (UICN, 2018). De nombreuses espèces sont donc strictement inféodées aux régions montagnardes (SETTELE *et al.*, 2008). Spécialistes, elles possèdent en général des préférences écologiques particulières et une niche thermique optimale, elles ont donc besoin de conditions spécifiques pour survivre (TODISCO *et al.*, 2010 ; KONVICKA *et al.*, 2014).

Sur l'ensemble des espèces contactées lors des deux années de relevés, 10 espèces sont définies comme des espèces inféodées au milieu montagnard et deux autres espèces (*Melitaea deione* et *Lycaena alciphron*) se retrouvent, dans le département, majoritairement en milieu montagnard (LAFRANCHIS, 2000 ; GOURVIL *et al.*, 2016) (Tab. CLXII). Les autres espèces recensées sont donc définies comme ubiquistes au regard de cette étude.

Tab. CLXII. Espèces « montagnardes » du cortège lépidoptérique étudié.

Nom latin	Nom vernaculaire	Habitat
Erebia cassioides	Moiré lustré	Pelouses rases, à partir de 1400m
Erebia epiphron	Moiré de la Canche	Pelouses mésophiles ou humides, de 550 à 2000m
Erebia euryale	Moiré frange-pie	Lisières et clairières des bois, landes subalpines, prairies herbeuses, à partir de 1000m
Erebia meolans	Moiré des Fétuques	Pentes rocheuses, landes et pelouses écorchées, clairières. De 400 à 2600m
Erebia pronoe	Moiré fontinal	Prairies et landes rocheuses, clairières, de 800 à 2100 m
Erebia triarius	Moiré printanier	Pelouses sèches, clairières et pentes rocheuses, de 430 à 2500m
Lycaena alciphron	Cuivré mauvin	Pelouses sèches, landes, prairies ensoleillées, pentes rocheuses, jusqu'à 1700m
Lycaena hippothoe	Cuivré écarlate	Prairies, clairières humides et tourbières, de 1100 à 2200m
Lycaena virgaureae	Cuivré de la verge-d'Or	Prairies, pelouses, lisières et clairières des bois, à partir de 1000m
Melitaea deione	Mélitée des Linaires	Pelouses sèches et caillouteuses, éboulis et lisières rocheuses ensoleillées, jusqu'à 1600m
Parnassius apollo	Apollon	Pelouses et clairières sèches et rocheuses, éboulis, talus rocheux, de 1300 à 2000m
Parnassius mnemosyne	Semi-Apollon	Clairières, lisières des bois ensoleillés, prairies herbeuses plutôt humides, en général de 900 à 2400 m

– Caractérisation des sites

L'analyse en composantes principales (Fig. 343) explique 89% des valeurs avec deux axes, sélectionnés avec la méthode du bâton brisé. L'axe 1 explique 55% des données observées. Les variables qui contribuent le plus à cet axe semblent correspondre à l'abondance totale et l'abondance de *P. apollo*, fortement corrélées, et la richesse spécifique des espèces « ubiquistes ». La richesse spécifique des espèces montagnardes participent aussi à expliquer cet axe (22.6% d'après le tableau de contribution des variables aux axes). Les variables qui contribuent le plus à l'axe 2 (34% de contribution absolue), sont l'altitude et le taux d'espèces montagnardes. Ces deux variables paraissent fortement corrélées.

Le site d'Arrious (ARR) est le site possédant la plus forte abondance et richesse spécifique, au contraire des sites de Peyrenère (PEY), Somport (SOM) et Soques (SOQ). Les sites de Pombie (POM), Séous (SEO) et Sagette (SAG) sont les sites possédant l'altitude et le taux d'espèces montagnardes les plus élevées.

Le dendrogramme issu d'une classification hiérarchique des dix sites étudiés rassemble les sites en quatre groupes (Fig. 343). Le nombre de groupes a été défini selon la moyenne de y (=hauteur).

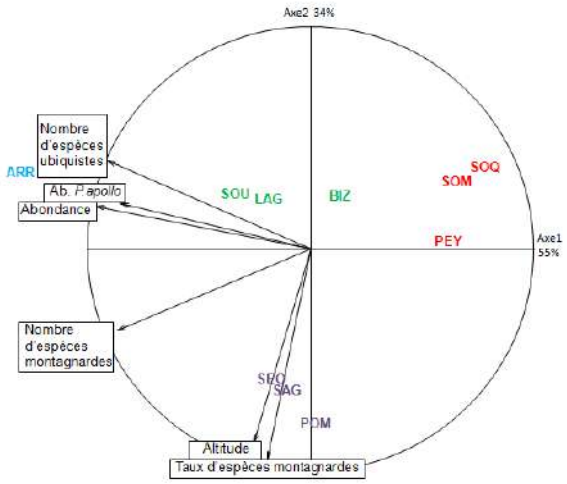


Fig. 343. Analyse en composante principale des sites (majuscules) en fonction de plusieurs de la richesse spécifique, de l'abondance, de l'altitude et du taux d'espèces montagnardes.

Les couleurs sont issues des résultats de la CAH qui classe les sites en 4 groupes.

Le site d'ARR se détache seul par rapport à sa richesse spécifique et à son abondance élevée, les autres groupes sont composés de 3 sites chacun. SOQ, SOM et PEY semblent correspondre aux sites possédant la plus faible altitude et la plus faible richesse spécifique, SEO, SAG et POM sont identifiés comme les sites les plus altitudinaux, et SOU, BIZ et LAG comme ceux possédants une altitude et une richesse spécifique plutôt moyennes.

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) explique 39% de la variance totale des espèces recensées (20% pour l'axe 1 et 19% pour l'axe 2) (Fig. 344).

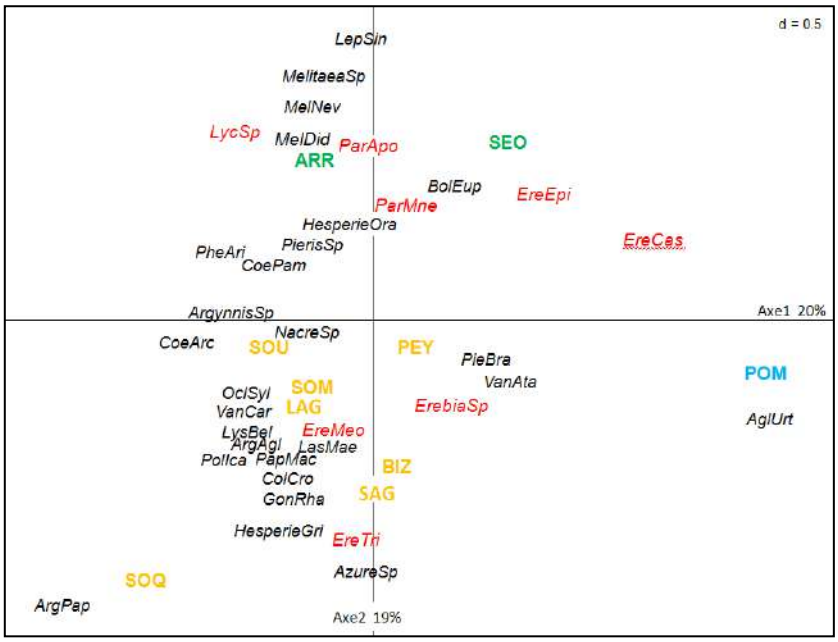


Fig. 344. Analyse factorielle de correspondances des sites (majuscule) en fonction des espèces de lépidoptères rhopalocères relevés lors des transects (italique).

Les espèces dites « montagnardes » sont notées en rouge. La CAH classe les sites en 3 groupes (couleur jaune, vert et bleu)

L'axe 1 semble être caractérisé par les espèces *Coenonympha arcania* et *Aglais urticae*, ainsi que le groupe d'espèces indéterminées du genre *Argynnis*.

L'axe 2 semble être caractérisé par les espèces *Erebia tritarius* et *Parnassius apollo,* qui semblent corrélées négativement, le groupe d'Azurés indéterminés, ainsi que l'espèce *Leptidea sinapis*.

La classification hiérarchique rassemble les sites en trois groupes (Fig. 344). POM ressort seul, avec l'espèce *Aglais urticae* très présente, et ARR et SEO semblent également posséder un cortège assez différent des autres sites en formant un autre groupe, composé notamment de plusieurs espèces du genre *Melitaea*.

– Méthode de suivi de P. apollo

Le premier relevé s'est déroulé entre le 25 et le 28 juin, le deuxième entre le 15 et le 18 juillet, le troisième entre le 4 et le 7 août et enfin le dernier entre le 20 et le 22 août.

La méthode par transect a permis de détecter l'espèce sur 4 sites, avec un maximum cumulé de 7 observations sur le site d'Arrious (3,25 individus observés en moyenne). La méthode par point fixe a quant à elle a permis d'observer l'espèce sur 8 sites, avec un maximum de 11 individus observés sur le site d'Arrious, soit 5,4 en moyenne (Fig. 345).

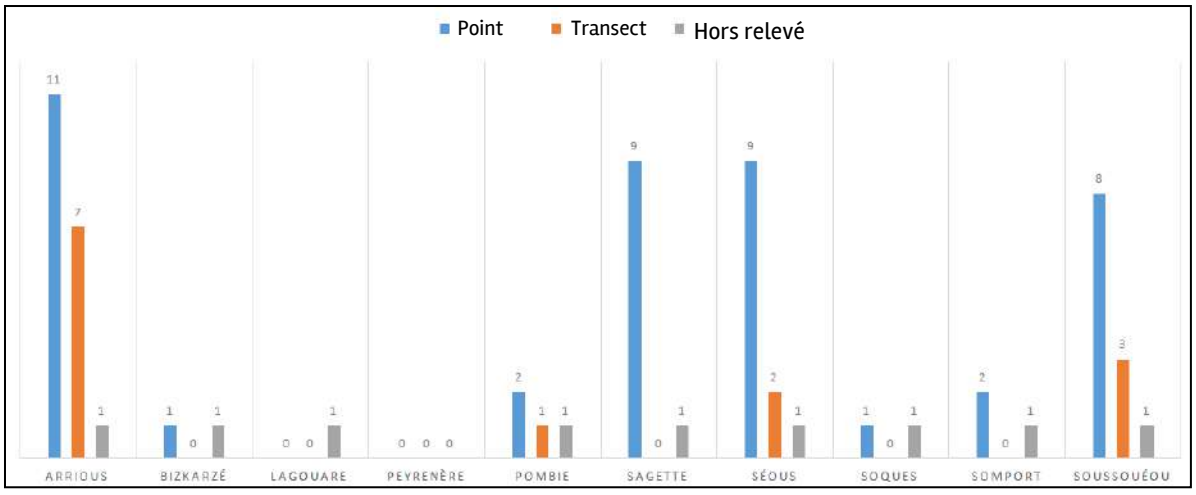


Fig. 345. Nombre d'observation de P. apollo (cumul des relevés) par site, en fonction de la méthode.

barre bleue : point d'observation, barre orange : transect, barre grise : observation hors relevé

A l'issu des quatre passages et toute méthode confondue, *P. apollo* n'a pas été contacté sur le site de Peyrenère, à l'instar de l'an passé. Le site de Lagouare a fait l'objet d'une seule observation, mais hors relevé (Fig. 345).

– Indice d'abondance de P. apollo

L'indice d'abondance a été calculé à partir de trois relevés (du 15/07 au 24/08, Tab. CLXIII). Il faut noter que les résultats proviennent essentiellement de l'échantillonnage par point fixe, méthode validée cette année pour étudier spécifiquement la dynamique de *P. apollo* au sein des sites.

Tab. CLXIII. Bilan des observations 2018 de P. apollo

Site	Nom	1er relevé	2ème relevé	3ème relevé	4ème relevé
Arrious	ARR1	0	0	3	2
Arrious	ARR2	0	1	2	3
Bizkarzé	BIZ1	0	0	0	0
Bizkarzé	BIZ2	0	0	1	0
Lagouare	LAG4	0	0	0	0
Lagouare	LAG5	0	0	0	0
Peyrenère	PEY1	0	0	0	0
Peyrenère	PEY2	0	0	0	0
Pombie	POM3	0	0	1	0
Pombie	POM5	0	0	1	0
Sagette	SAG4	0	0	0	3
Sagette	SAG5	0	0	0	6
Séous	SEO1	0	0	2	4
Séous	SEO3	0	0	2	1
Soques	SOQ1	0	0	0	0
Soques	SOQ5	0	0	0	1
Somport	SOM1	0	0	1	0
Somport	SOM2	0	0	1	0
Soussouéou	SOU1	0	1	2	0
Soussouéou	SOU3	0	4	0	1

L'indice d'abondance varie de 0 à 5,5 individus par site (2,15 individus en moyenne). La population la plus abondante se situe sur le site d'Arrious et les moins abondantes se retrouvent sur les sites de Soques et Bizkarzé (0,5). Malgré la présence de populations avérées sur les sites de Peyrenère et de Lagouare, aucun *P. apollo* n'a été observé lors des relevés cette année (Tab. CLXIV).

Tab. CLXIV. Indice d'abondance de P. apollo par site et évolution entre 2017 et 2018

Site	Indice d'abondance (IA)		Ecart-type		Evolution IA 2017-2018
	2017	2018	2017	2018	
Arrious	1.8	3.7	0.98	1.17	+1.9
Bizkarzé	/	0.3	/	0.41	/
Lagouare	0.2	0	0.41	0	-0.2
Peyrenère	/	0	/	0	/
Pombie	2.5	0.7	2.43	1	-1.8
Sagette	3.7	3	1.75	2.53	-0.7
Séous	4.3	3	1.51	1.52	-1.3
Soques	0.5	0.3	0.84	0.41	-0.2
Somport	/	0.7	/	1	/
Soussouéou	3.5	2.7	3.21	1.51	-0.8

– Suivi habitats

18 syntaxons ont été identifiés sur l'ensemble des sites (Tab. CLXVI), ils ont été regroupés en 12 types d'habitats (Tab. CLXV).

Tous les sites sont composés de pelouses, avec une dominance de pelouses oligo-mésotrophes, retrouvées sur 7 sites. Les végétations de dalle et les landes arbustives, se retrouvent au moins sur la moitié des sites (Tab. CLXV).

Il y entre 1 et 5 habitats différents par site. Un maximum de 5 habitats a été recensé sur Séous et Bizkarzé, dont le manteau montagnard qui est uniquement présent sur ces sites. Un seul habitat est présent sur le transect de Soussouéou (Pelouse oligo-mésotrophe).

Tab. CLXV. Répartition des habitats par site

Site	Végétation de dalle	Végétation des éboulis	Pelouse méso-eutrophe	Pelouse oligo-mésotrophe	Pelouse calcaire	Pelouse à Festuca eskia	Ourlet nitrophile	Lande à Myrtille	Lande à rhododendron	Lande thermophile	Bas marais	Manteau
Arrious	x	x	x								x	
Lagouare	x		x	x								
Pombie				x		x		x	x			
Séous		x		x		x			x			x
Soques	x	x	x									
Soussouéou				x								
Sagette	x	x		x			x					
Somport	x			x						x		
Peyrenère	x			x						x		
Bizkarzé	x		x		x					x		x

Tab. CLXVI. Identification des syntaxons par site

Syntaxon		Cortège	Relevés 2017						Relevés 2018			
			Arrious	Lagouare	Pombie	Séous	Soques	Soussouéou	Bizkarzé	Peyrenère	Sagette	Somport
Calthion palustris – Prairies hygrophiles		*Caltha palustris, Molinia caerulea, Epilobium sp., Juncus.*	x			x						
Caricion davallianae – Bas marais alcalin		*Carex demissa, Carex nigra, Carex echinata, Primula farinosa, Eriophorum latifolium, Pinguicula grandiflora, Carex davalliana, Tofieldia calyculata, Molinia caerulea, Carex flacca, Parnassia palustris, Carex pulicaris*	x									
Avenulo sulcatae – Nardion strictae – Pelouses acides avec incursion d'espèces de pelouses calcaires *	Faciès oligo-mésotrophe	*Festuca nigrescens, Galium verum, Gentiana lutea, Agrostis rupestris, Achillea millefolium, Lotus corniculatus, Alchemilla sp., Campanula scheuchzeri, Nardus stricta, Trifolium alpinum, Dianthus hyssopifolius, Trifolium montanum*		x	x	x		x		x		
	Faciès méso-eutrophe	*Trifolium pratense, Plantago lanceolata, Plantago major, Anthoxanthum odoratum, Rhinanthus minor, Rumex acetosa, Scabiosa columbaria, Thymus polytrichus, Lolium perenne, Phleum pratense, Bellis perennis, Cynosurus cristatus, Prunella vulgaris, Poa trivialis, Ranunculus acris*	x				x				x	x

Syntaxon	Cortège	Relevés 2017						Relevés 2018			
		Arrious	Lagouare	Pombie	Séous	Soques	Soussouéou	Bizkarzé	Peyrenère	Sagette	Somport
Sedion Pyrenaici – Végétation de pelouse vivace pionnière sur dalles rocheuses horizontales	*Sedum album, Sedum anglicum, Sempervivum montanum, Sedum alpestre, Sedum dasyphyllum, Sedum rupestre*	x	x			x	x		x	x	
Allosuro crispi–Athyrion alpestris – Végétation des éboulis moyens à grossiers silicicoles des stations fraiches	*Cryptogramma crispa, Dryopteris oreades, Polystichum aculeatum*				x		x				
Saxifragion mediae – Végétation des parois montagnardes								x			
BC Galeopsion pyrenaicae–Communautés des éboulis siliceux secs collinéen à montagnard des Pyrénées	*Rumex scutatus, Saxifraga praetermissa, Rhamnus alpina, Geranium robertianum, Urtica dioica*	x				x					
Corylo avellanae – Populion tremulae – Manteaux arbustifs montagnards	*Sambucus nigra, Rubus idaeus*				x			x			
Rhododendro ferruginei – Vacinion myrtilli – Landes D'ubac à Rhodendron	*Calluna vulgaris, Rhododendron ferrugineum, Vaccinium uliginosum, Vaccinium myrtillus*			x			x				
Calluno vulgaris – Arctostaphylion uvae–ursi – Landes montagnardes thermophiles	*Calluna vulgaris, Juniperus communis, Rhamnus pumila, Genista hispanica subsp. Occidentalis, Vaccinum myrtillus*			x				x	x		x

Syntaxon	Cortège	Relevés 2017						Relevés 2018			
		Arrious	Lagouare	Pombie	Séous	Soques	Soussouéou	Bizkarzé	Peyrenère	Sagette	Somport
Rumicion pseudalpini – Communautés nitrophiles des reposoirs et stations fortement influencé par le bétail des étages montagnard et subalpin	*Blitum bonus-henricus, Cirsium eriophorum, Cruciata laevipes, Geum urbanum, Sisymbrium austriacum, Urtica dioica*								x	x	
Medicagri lupulinae – Cynosuretum cristati – Communautés prairiales basophiles	*Festuca nigrescens, Ranunculus serpens, R. repens, Plantago lanceolata, Bellis perennis, Poa annua,*							x			
Teucrio pyrenaici – Genistetum occidentalis – Pelouses calcaires xérothermophiles des Pyrénées occidentales	*Festuca nigrescens, Ranunculus serpens, Brachypodium rupestre, Erinus alpinus, Helianthemum nummularium*							x			

* Cette alliance regroupe depuis 2012 les syntaxons Galio saxatilis – Festucion filiformis et Violion caninae (FOUCAULT (DE), 2012)

• Discussion

– Positionnement des points d'échantillonnage

L'objectif cette année était de positionner les points fixes d'observation pour le suivi *P. apollo* sur les trois sites des vallées d'Aspe et de la Soule, selon la même méthodologie appliquée en 2017 sur les sites de la vallée d'Ossau (MALLARD, 2017b).

Les points ont facilement été positionnés sur les sites de la vallée d'Aspe (Peyrenère et Somport). Cependant, il n'a pas été possible de mettre en place la méthode sur le point BIZ2 du site de Bizkarzé où le relief est trop important pour s'écarter du sentier et ainsi obtenir une visibilité suffisante de 50 mètres.

Etant donné l'intérêt de ce site pour l'étude (site de présence le plus occidental connu et population isolée), celui-ci a tout de même été conservé et la méthode d'échantillonnage adaptée au contexte local de terrain.

Cette modification ne devrait pas biaiser l'échantillonnage car les modalités sont respectées (visibilité suffisante, positionnement aléatoire).

– Validation et état de référence des sites de suivis

Testé pour la première année dans sa totalité, le protocole semble réaliste du point de vue naturaliste et il a été mené à bien sur les 10 sites d'étude. Bien que le site de Peyrenère ne fasse toujours pas l'objet d'observation de *P. apollo*, Il est nécessaire de poursuivre les comptages sur plusieurs années afin de déterminer si ces zones sont réellement évitées par *P. apollo,* dont ses déplacements journaliers moyens n'excèdent pas 400m (BROMMER & FRED, 1999).

– Validation de la méthode d'échantillonnage

L'échantillonnage par point fixe, réalisé pour la première année sur l'ensemble des sites, a permis de détecter deux fois plus *P. apollo* que la méthode par transect. Ce constat, déjà suspecté l'an passé (MALLARD, 2017b), peut donc être confirmé par les résultats obtenus cette année. Cette méthode d'échantillonnage semble être davantage performante pour estimer l'abondance de *P. apollo,* grâce à un nombre de réplicats égal entre chaque site, et une surface échantillonnée plus importante que celle des transects (750 m^2 pour un transect contre 3925 m^2 pour un point fixe).

Avec au moins un transect supplémentaire réalisé par site par rapport à 2017 (MALLARD, 2017b), la richesse spécifique du cortège de lépidoptère a considérablement augmenté cette année. Bien que le contexte montagnard n'offre pas une forte probabilité de capture, la méthode par transect reste une méthode robuste pour étudier l'évolution des cortèges et des abondances de lépidoptères rhopalocères (POLLARD & YATES, 1993).

Le principe de méthode double : transect/point fixe est donc complémentaire et sera donc conservé. Néanmoins, positionner les points au départ et à l'arrivée des transects aurait permis d'optimiser le temps d'échantillonnage.

– Complément et ajustement de la méthode de suivi

Sur l'ensemble des sites étudiés, toute année confondue, 50 espèces ont été contactées. Afin d'optimiser le relevé, les espèces les plus couramment rencontrées par site seront directement inscrites sur la fiche de relevé transect.

Cette année, *P. apollo* a émergé tardivement, ***il a été observé qu'à partir du deuxième relevé sur Arrious et Soussouéou. Sur les sites de plus haute altitude, la première observation s'est faite qu'au troisième passage et seulement au dernier passage sur les sites de Sagette et de Soques.*** Les relevés ont donc débuté avant son émergence et se sont achevés en pleine période d'activité. Pour que le suivi soit mieux adapté à cette plasticité, il serait nécessaire d'espacer dans le temps chaque passage à un relevé par mois : de début juillet à début septembre. Les dates de relevés pourront être prises en compte dans les modèles. Cet espacement pourrait aussi permettre d'estimer la population globale en cumulant les comptages, la durée de vie pour cette espèce étant estimée à une vingtaine de jours en moyenne (DESCHAMPS–COTTIN, 1998).

Entre 2017 et 2018, les fréquences de relevés ont également été différentes. Les relevés de l'étude spécifique menée en 2017 ont été réalisés de manière rapprochée dans le temps, et ont débuté une fois les imagos émergés sur tous les sites (MALLARD, 2017b). Ainsi, 3 relevés avaient été réalisés au mois de juillet, avec une fréquence de suivi hebdomadaire. Cette année, 3 relevés ont été réalisés pendant la période de vol de *P. apollo*, mais ces relevés ont été plus étalés dans le temps, de mi–juillet à fin août. Cette différence sera également à prendre en compte dans les analyses futures et demande d'interpréter avec précaution la baisse des effectifs observés cette année, l'indice d'abondance calculé en 2017 étant issu de relevés réalisés pendant la pleine période d'activité.

L'échantillonnage pourrait aussi être amélioré en augmentant le nombre de points d'observation. Sur le site de Sagette par exemple, qui abrite une population importante (MALLARD, 2017b)***, P. apollo n'a été compté qu'au dernier passage cette année, alors que le papillon volait sur le site dès le troisième relevé.*** Deux points fixes supplémentaires seront pour cette raison mis en place en 2019. Ces points, positionnés au départ et à l'arrivée des transect, sont faciles à intégrer à l'étude et ne demandent que 10 minutes supplémentaires par site. Augmenter l'effort d'échantillonnage devrait permettre une meilleure estimation de l'abondance. Un test de puissance sera réalisé afin de vérifier cette hypothèse.

– Cortège lépidoptérique

Grâce aux 4 relevés réalisés cette année, et aux données récoltées l'an passé, il est possible d'avoir un bon état des lieux du cortège présent sur chaque site, où jusqu'à 28 espèces ont été contactées lors des relevés de transect sur Arrious cette année. Les plus forts pourcentages d'espèces strictement montagnardes se retrouvent sur les sites les plus en altitude, qui forment un groupe (Sagette, Séous et Pombie). Les analyses réalisées montrent en effet une relation positive entre l'altitude et le taux d'espèces montagnardes.

Au contraire, la richesse spécifique d'espèces montagnardes ne semble pas augmenter avec l'altitude. Ce résultat pourrait être dû au fait que l'ensemble des sites se situent déjà à l'étage montagnard et donc qu'ils sont susceptibles d'abriter l'ensemble du cortège d'espèces montagnardes. Il est également possible que le faible nombre de capture ne permet pas d'identifier un nombre suffisant d'individus à l'espèce (par exemple, le nombre d'individus identifiés à l'espèce est inférieur à 50% chez le genre *Erebia*, une majorité des individus est donc notée au genre (*Erebia sp.*). Il semble

donc davantage intéressant d'étudier l'évolution du taux d'espèces montagnardes au cours du temps, par rapport à l'évolution de la richesse spécifique, dans l'hypothèse d'une diminution de ce taux avec l'effet du changement climatique (WILSON *et al.*, 2007).

L'altitude ne semble pas non plus corrélée à la richesse spécifique globale, alors que le milieu montagnard abrite un plus grand nombre d'espèces qu'en plaine (WILSON *et al.*, 2007). Cependant, à partir d'une certaine altitude, la richesse spécifique de lépidoptères rhopalocères diminue (STEFANESCU *et al.*, 2011). Cet effet « en cloche » de la richesse spécifique de lépidoptères rhopalocères par rapport à l'altitude pourrait expliquer ce résultat.

Les analyses menées mettent également en avant une forte corrélation positive entre l'abondance totale, l'abondance de *P. apollo* et la richesse spécifique (principalement des espèces ubiquistes). Cette relation pourrait montrer l'exigence de *P. apollo* en termes d'habitat, notamment la présence de mosaïque de milieux, qui permet de retrouver des espèces d'affinités différentes : pelouses sèche à humides, clairières, milieux rocailleux, etc. en abondance et ainsi une richesse spécifique élevée. Ces trois variables permettent de distinguer deux groupes de sites : Arrious, le site le plus riche, et Peyrenère, Somport et Soques qui sont les sites les plus pauvres avec moins de 10 espèces identifiées.

En termes de composition de cortège, trois groupes de sites ont été identifiés. Pombie (et plus sensiblement Séous), se diffère des autres sites par la présence d'*Erebia cassioides*, espèce du genre *Erebia* la plus altitudinale (présente à partir de 1400 m), et donc logiquement plus présente sur ce site qui est le plus haut en altitude. Arrious semble caractérisé par la présence de *P. apollo*, qui abrite la population la plus importante. Celui-ci est groupé avec Séous, qui possèderait donc un cortège proche malgré une altitude assez éloignée (1620 contre 1790m). Une analyse sur la similarité des communautés (indice de similarité par exemple) pourrait être développée dans ce sens.

– Evolution de la richesse spécifique

Comparer le jeu de données de 2017 et 2018 est délicat car le nombre de relevé est inégal entre les années (2 à 3 relevés effectués en 2017 contre 4 en 2018). Ainsi, le nombre d'espèces contactées a naturellement augmenté cette année sur tous les sites, entre 1 à 12 espèces supplémentaires (+5.6 espèces en moyenne).

– Populations de P. apollo

➢ Etat des populations

Le bilan 2018 fait ressortir des tendances similaires avec les résultats de l'étude spécifique menée pour caractériser la niche écologique de *P. apollo* dans les Pyrénées-Atlantiques en 2017 (MALLARD, 2017b): les sites les plus altitudinaux sont plus favorables à cette espèce, d'autant plus si le milieu est riche en habitats (relation positive entre densité de plante-hôte et nombre d'habitat ?). De plus, les sites les plus fragiles ont aussi pu être identifiés, ils correspondent notamment aux sites situés en limite de répartition *de P. apollo* (Bizkarké pour sa latitude extrême, Lagouare et Soques pour leur faible altitude).

Le site de Peyrenère présente les ressources nécessaires à la présence de *P. apollo* (plantes hôtes et nectarifères), mais à des densités potentiellement trop faibles pour qu'une population s'installe de manière pérenne. Les observations passées d'individus sur ce site pourraient suggérer dans cette

hypothèse un possible fonctionnement en méta-population (HANSKI & SIMBERLOFF, 1997), où Somport , situé à quelques centaines de mètres, pourrait jouer le rôle de « population source » (BROMMER & FRED, 1999).

La baisse des effectifs observée chaque année sur la population de Lagouare est inquiétante. Il s'agit en effet de la population la plus septentrionale des Pyrénées-Atlantiques, présente à basse altitude et isolée géographiquement d'autres populations. Cette situation rend difficile voire impossible la recolonisation de ce site si la population existante venait à s'éteindre.

- Comparaison de l'abondance 2017-2018

Il n'est pas possible de comparer l'évolution de l'indice d'abondance entre 2017 et 2018 car les fréquences de relevés sont différentes. En 2017, la campagne de relevé consistait en des passages rapprochés dans le temps, et une fois les imagos émergés sur tous les sites (MALLARD, 2017b). Ainsi, 3 relevés avaient été réalisés au mois de juillet, avec une fréquence de suivi hebdomadaire. Cette année, 3 relevés ont été réalisés pendant la période de vol de *P. apollo*, mais ces relevés ont été plus étalés dans le temps, de mi-juillet à fin août.

En considérant ce biais, il apparait néanmoins que l'indice d'abondance diminue globalement, excepté sur le site d'Arrious avec 1.9 individus supplémentaires. Les conditions climatiques annuelles ont probablement fortement joué sur les faibles effectifs observés cette année. A l'inverse de 2017 où les conditions ont pu être exceptionnellement favorables à *P. apollo*. Le temps d'ensoleillement printanier dans les Pyrénées Atlantiques, par exemple, a été de 683 heures en 2017 contre seulement 295 heures en 2018, ce qui a pu être bénéfique aux chenilles.

- Habitat

L'inventaire des habitats présents sur les transects a mis en évidence la dominance de certains milieux comme les pelouses montagnardes (oligo à méso-eutrophe) de l'**Avenulosulcatae – Nardionstrictae** (anciennement **Galio-saxatilis- Festucion filiformis**) présentes sur l'ensemble des transects et la végétation de dalles du **Sedion-Pyrenaici**, ces habitats étant présents respectivement sur neuf et six sites. Ces deux milieux correspondent parfaitement à l'écologie de *P. apollo*, certaines plantes nectarifères se développant au sein des pelouses et les dalles rocheuse accueillant nombre de plantes hôtes de l'espèce. En dehors du site de Soussouéou, chaque transect traverse plusieurs habitats différents. L'analyse cartographique de la répartition spatiale des habitats montre toutefois une nette dominance des pelouses comme sur les transects de Séous et Soussouéou.

Concernant le protocole mis en place, la méthode par quadrat paysager comprend de multiples limites. Elle est tout d'abord longue à mettre en place (chronophage), de plus, les recouvrements des habitats et des mosaïques sont estimés « à dire d'expert », donc subjectivement, la cartographie des différents habitats est impossible et il n'y a pas de support ortho-photographique disponible à cette échelle. En effet, si ce dispositif semble intéressant, sa mise en place nécessite des orthophotographies supérieures à ce que l'on peut avoir via les satellites, l'usage d'un drone est donc utile pour répondre à ce problème. Il serait également nécessaire d'avoir recours à un GPS submétrique (précision au mètre voire en centimètre) pour la mise en place des bornes du quadrat paysager. Enfin, elle peine à répondre à la problématique de représentativité d'un site car elle ne permet pas d'intégrer systématiquement toute la mosaïque présente sur les sites. Ce dispositif n'a donc pas été reconduit cette année.

Le transect rencontre certaines limites similaires à la méthode de quadrat paysager. Borné et segmenté par GPS, il n'offre pas suffisamment de précision pour apprécier des évolutions de dynamique spatiale des habitats, les habitats et leur répartition de part et d'autre du transect étant également définis « à dire d'expert ». Cette méthode permet donc d'avoir une image de l'état initial de chaque site et de les comparer entre eux, mais elle ne permet pas d'étudie leur évolution dans le temps (ou alors à une très grande échelle temporelle).

Enfin, les inventaires papillons et la mise en place de suivi habitats ont été réalisés conjointement. Cette mutualisation n'était pas pertinente car il s'est avéré que le temps nécessaire à chaque atelier était trop différent pour être compatible.

– Perspectives de suivis

Les suivis doivent être poursuivis sur les 10 sites même si l'un d'entre eux ne semble plus abriter *P. apollo*. Les études sur l'habitat et la disponibilité des ressources ont été finalisées cette année ce qui permettra de focaliser les suivis de 2019 sur les relevés de cortège et de *P. apollo* essentiellement.

8.3 Communautés des orthoptères

Auteurs : Philippe Legay, Fanny Mallard

Parmi les invertébrés, les insectes se sont révélés être de bons indicateurs biologiques du changement climatique actuel (MALLARD, 2016a). Ils réagissent au réchauffement par des changements dans la phénologie, la physiologie et dans leur aire de répartition. Leur réponse est également plus forte que les autres groupes d'organismes généralement considérés comme indicateurs, tels que les plantes, les oiseaux et les mammifères. Les insectes peuvent parfaitement révéler, illustrer, mesurer la façon dont la biodiversité et la structure des communautés sont touchées par le changement climatique (MENENDEZ, 2007).

Parmi les insectes, les criquets, les sauterelles, les grillons et courtilières sont très sensibles à la température et sont particulièrement caractéristiques des régions chaudes et ensoleillées. Plusieurs études ont montré un élargissement d'aire de répartition de certaines espèces. L'un des meilleurs exemples d'une réponse presque certaine au réchauffement du climat dans le nord-ouest de l'Europe depuis 1975 est illustré par l'espèce Conocephalus discolor qui a considérablement étendu son aire au nord de l'Europe occidentale (KLEUKERS *et al.*, 1996). Le nombre et la diversité d'espèces des orthoptères décroissent vers le nord. Seules quelques espèces se rencontrent au nord dans des zones subarctiques ou à haute altitude dans les régions alpines (BURTON, 2001). Ces espèces caractéristiques des milieux froids sont particulièrement sensibles au changement climatique (MALLARD, 2016a). Par conséquent, les orthoptères sont des indicateurs particulièrement pertinents du changement climatique.

En 2018, une phase d'exploration de protocole d'échantillonnage a été engagée pour étudier les communautés d'orthoptères des pelouses de montagne et des pelouses calcicoles. La méthode de l'indice linéaire d'abondance (ILA) (VOISIN, 1980) a été testée sur un site d'altitude « Cirque d'Anéou » en vallée d'Ossau (Pyrénées-Atlantiques) à raison d'un seul transect de 10 mètres et sur un site en pelouse calcicole « Vallée de Boudouyssou » dans le Lot-et-Garonne à raison de 11 transects de 10 mètres. Des prospections spécifiques ciblées sur deux espèces d'orthoptères caractéristiques des pelouses d'altitude (*Cophopodisma pyrenaea* et *Gomphocerus sibiricus*) ont été initiées. Ce rapport présente les premières réflexions naturalistes engagées et les premiers tests de terrain sur la mise en place d'un suivi orthoptères dans le cadre de la problématique du changement climatique.

8.3.1 Matériel et méthodes

- **Sélection des espèces**

Les orthoptères comprennent les sauterelles, grillons et criquets. Les affinités et les habitats fréquentés par ces espèces sont nombreux. Les dunes atlantiques, les zones humides (lagunes et étangs littoraux), les pelouses calcicoles et les pelouses et rocailles de montagne constituent des habitats favorables aux orthoptères. Le choix a été fait de concentrer cette phase de test et d'exploration sur les pelouses de montagne et les pelouses calcicoles car ces habitats abritent des espèces susceptibles d'apparaitre ou de disparaitre sous les effets des modifications climatiques. Dans les pelouses calcicoles, l'ensemble des espèces rencontrées lors des transects sont retenues.

Il n'y a pas de prospection spécifique engagée sur cet habitat pour le moment. Dans les pelouses d'altitude les tests ont montré une diversité spécifique relativement importante mais surtout des abondances pouvant être dix fois supérieures à celles observées sur les transects des pelouses calcicoles. Enfin, les difficultés d'identifications sont nombreuses pour espérer effectuer des transects avec détermination spécifique rigoureuse en un temps limité (2–3 minutes). Ainsi, le parti pris pour assurer un suivi sur les orthoptères des pelouses d'altitude a été de se focaliser sur des espèces caractéristiques des pelouses d'altitude potentiellement sensibles aux modifications climatiques, suffisamment abondantes et faciles à reconnaitre. Le Gomphocère des alpages (*Gomphocerus sibiricus*) et la Miramelle pyrénéenne (*Cophopodisma pyrenaea*) ont été retenus.

Le Gomphocère des alpages (*Gomphocerus sibiricus*) est un petit orthoptère vert et brun à l'abdomen strié et présentant des massues aplaties à l'extrémité des antennes (Fig. 346). Egalement appelé criquet de Sibérie ou criquet Popeye (en référence aux tibias antérieurs du mâle très renflés), les adultes s'observent assez communément de juillet à septembre dans les pelouses d'altitude. Bien qu'on puisse parfois l'observer aux environs de 1500 m, c'est surtout vers 2000 m et au-dessus que ce criquet est abondant.

La Miramelle pyrénéenne (*Cophopodisma pyrenaea*) est un criquet d'aspect trapu et de taille moyenne (Fig. 346). Elle est remarquablement colorée et sa robe présente un singulier assemblage de noir, de jaune, de vert, de bleu-gris (tibia des pattes postérieures), de rouge (bord interne du fémur des pattes postérieures) et de rose-violacé. La Miramelle pyrénéenne est une espèce strictement montagnarde et endémique des Pyrénées, où on la rencontre surtout à partir de 2000 m d'altitude dans des milieux secs et ensoleillés (pelouses à Gispet plus ou moins rocheuses exposées au sud, landes à myrtilles etc.). Selon les années et les sites, cette espèce est observée de la fin juillet jusqu'à fin septembre mais c'est surtout en fin d'été qu'elle est la plus facile à détecter. Comme toutes les espèces endémiques des Pyrénées dont la biologie est adaptée au régime climatique de la moyenne et de la haute montagne (et aux écosystèmes associés), la Miramelle pyrénéenne est menacée par le réchauffement climatique global (POTTIER, 2018).



Miramelle pyrénéenne (*Cophopodisma pyrenaea*), femelle adulte



Gomphocère des alpages (*Gomphocerus sibiricus*), mâle adulte

Fig. 346. Cophopodisma pyrenaea et Gomphocerus sibiricus.

- Sélection des sites

La sélection des sites test de la méthode des ILA sur les pelouses de montagne et les pelouses calcicoles a été calquée sur les suivis déjà en place sur d'autres groupes (Lépidoptères sur la « Vallée de Boudouyssou » cf. § 5.2.1 et Marmotte des Alpes sur le Cirque d'Anéou » cf. § 8.7.) afin de bénéficier des informations collectées par les stations météorologiques déjà mises en place (MALLARD, 2017b).

Les prospections ciblées sur *Cophopodisma pyrenaea* et *Gomphocerus sibiricus* ont été engagées en vallée d'Ossau sur cinq secteurs différents de la frontière avec les Hautes-Pyrénées à la limite entre l'Espagne et la Vallée d'Aspe. Ces secteurs ont été choisis pour leur accessibilité et la plage d'altitude prospectée favorable aux espèces d'altitude (1900-2500m d'altitude) (Fig. 347).

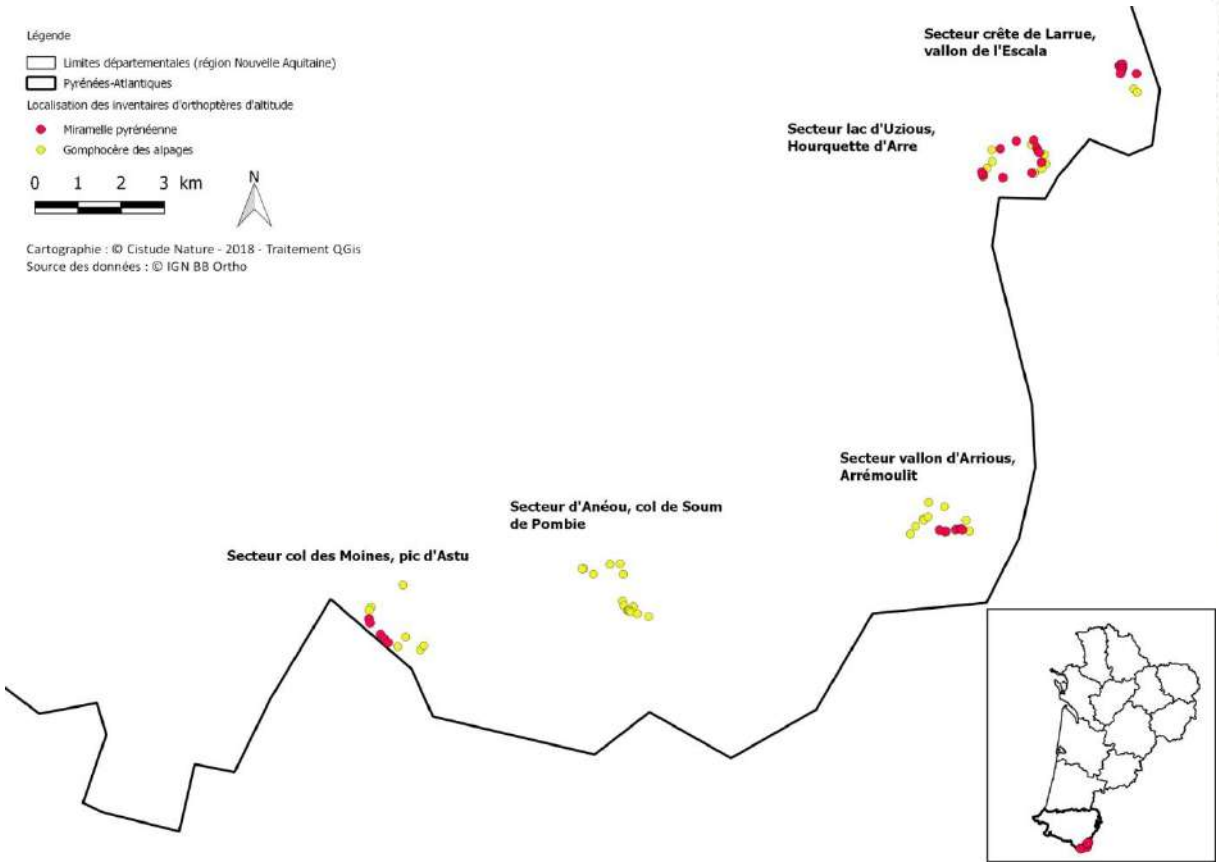


Fig. 347. Carte de localisation des secteurs des prospections spécifiques ciblées sur les orthoptères d'altitude (Cophopodisma pyrenaea et Gomphocerus sibiricus).

- Description des sites choisis

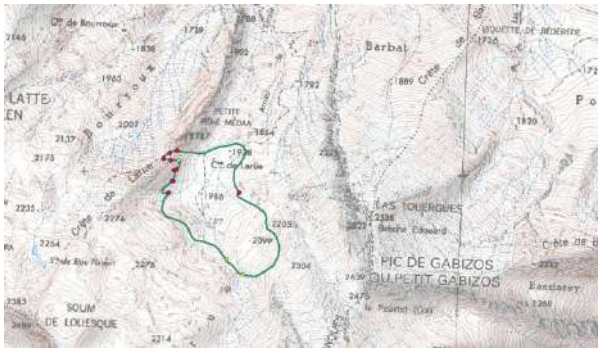
Les orthoptères bénéficient d'une connaissance encore lacunaire à l'échelle de l'ancienne région Aquitaine et celle concernant les espèces d'altitude est particulièrement vraie. Les connaissances sont encore en cours d'évolution grâce à l'implication des bénévoles des associations de protection de la nature. Si la liste des espèces de la région et leur distribution à une échelle large est bien cernée (DUHAZE & BONIFAIT, 2014), la répartition plus fine des espèces à l'échelle d'un territoire plus restreint tel que la vallée d'Ossau, par exemple, est bien moins connue. Face à ce constat, et pour pouvoir à l'avenir mieux cibler les sites à prospecter dans le cadre d'un programme tel que les sentinelles du climat, l'initiative a été prise de faire des prospections ciblées dans différents secteurs de la vallée d'Ossau qui répondaient aux contraintes d'accessibilité et dans la mesure du possible de l'existence d'autres suivis sur d'autres espèces d'altitude (lézards de montagne, Marmotte des alpes, Apollon, bourdons, etc., cf. §8.). Aussi, 5 secteurs ont été prospectés pour rechercher le Gomphocère des alpages (*Gomphocerus sibiricus*) et la Miramelle pyrénéenne (*Cophopodisma pyrenaea*) qui sont deux espèces boreo-montagnardes caractéristiques des pelouses d'altitude (Tab. CLXVII, Tab. CLXVIII).

Pour la sélection des sites de suivis des pelouses calcicoles, elle repose sur la même hypothèse posée pour le cortège de lépidoptères et d'ascalaphes. Elle s'appuie sur le bon état de conservation des sites permettant ainsi de limiter autant que possible l'influence des autres facteurs anthropiques qui pourraient interférer avec la réponse de la biodiversité et ne permettraient pas de dissocier les

effets du changement climatique de ces autres pressions. L'état de conservation d'un habitat naturel est considéré comme favorable suivant plusieurs critères : aire de répartition naturelle, surface importante (au minimum possibilité de positionner un transect de 100 m), stable ou en extension (maîtrise foncière et gestion écologique constante), connexion potentielle à d'autres pelouses calcicoles, composition homogène en espèces caractéristiques/typiques/rares (peu de présence de fougères), transects distants au moins de 50 m des activités anthropiques, etc. Le site de référence de test de cette année a été choisi parmi les sites d'étude de pelouses calcicoles pour le suivi des lépidoptères et représente une des pelouses calcicoles à bon état écologique de Nouvelle-Aquitaine.

Tab. CLXVII. Secteurs prospectés de pelouses de montagne.

	
Carte de l'itinéraire de prospection spécifique Gomphocerus sibiricus et Cophopodisma pyrenaea sur le secteur Col des Moines Pic d'Astu	Exemple d'habitat du secteur Col des Moines et Pic d'Astu
	
Carte de l'itinéraire de prospection spécifique Gomphocerus sibiricus et Cophopodisma pyrenaea sur le secteur Cirque d'Anéou, col de Pombie et col de Peyreget	Exemple d'habitat du secteur Cirque d'Anéou, col de Pombie et col de Peyreget
	
Carte de l'itinéraire de prospection spécifique Gomphocerus sibiricus et Cophopodisma pyrenaea sur le secteur Vallon d'Arrious, Arrémoulit	Exemple d'habitat du secteur Vallon d'Arrious, Arrémoulit

	
Carte de l'itinéraire de prospection spécifique Gomphocerus sibiricus et Cophopodisma pyrenaea sur le secteur Lac d'Uzious, Hourquette d'Arre et lac d'Anglas	Exemple d'habitat du secteur Lac d'Uzious, Hourquette d'Arre et lac d'Anglas
	
Carte de l'itinéraire de prospection spécifique Gomphocerus sibiricus et Cophopodisma pyrenaea sur le secteur Cabane de Larue, vallon de l'Escala	Exemple d'habitat du secteur Cabane de Larue, vallon de l'Escala

Tab. CLXVIII. Situation des secteurs prospectés de la plus haute à la plus basse altitude.

Latitude	Longitude	Altitude
[redacted]	[redacted]	2460
[redacted]	[redacted]	2446
[redacted]	[redacted]	2444
[redacted]	[redacted]	2442
[redacted]	[redacted]	2429
[redacted]	[redacted]	2427
[redacted]	[redacted]	2377
[redacted]	[redacted]	2364
[redacted]	[redacted]	2354
[redacted]	[redacted]	2354
[redacted]	[redacted]	2347
[redacted]	[redacted]	2339
[redacted]	[redacted]	2325
[redacted]	[redacted]	2318
[redacted]	[redacted]	2310
[redacted]	[redacted]	2304
[redacted]	[redacted]	2300
[redacted]	[redacted]	2300
[redacted]	[redacted]	2299
[redacted]	[redacted]	2298
[redacted]	[redacted]	2294
[redacted]	[redacted]	2270
[redacted]	[redacted]	2268
[redacted]	[redacted]	2267
[redacted]	[redacted]	2261
[redacted]	[redacted]	2257
[redacted]	[redacted]	2248
[redacted]	[redacted]	2245
[redacted]	[redacted]	2239
[redacted]	[redacted]	2238
[redacted]	[redacted]	2238
[redacted]	[redacted]	2235
[redacted]	[redacted]	2231
[redacted]	[redacted]	2230
[redacted]	[redacted]	2228
[redacted]	[redacted]	2224
[redacted]	[redacted]	2215
[redacted]	[redacted]	2215
[redacted]	[redacted]	2213
[redacted]	[redacted]	2213
[redacted]	[redacted]	2211
[redacted]	[redacted]	2195
[redacted]	[redacted]	2194
[redacted]	[redacted]	2186
[redacted]	[redacted]	2177
[redacted]	[redacted]	2170
[redacted]	[redacted]	2167
[redacted]	[redacted]	2161
[redacted]	[redacted]	2161
[redacted]	[redacted]	2148
[redacted]	[redacted]	2140
[redacted]	[redacted]	2136
[redacted]	[redacted]	2136
[redacted]	[redacted]	2132
[redacted]	[redacted]	2132

Latitude	Longitude	Altitude
[redacted]	[redacted]	2130
[redacted]	[redacted]	2129
[redacted]	[redacted]	2125
[redacted]	[redacted]	2120
[redacted]	[redacted]	2120
[redacted]	[redacted]	2106
[redacted]	[redacted]	2103
[redacted]	[redacted]	2102
[redacted]	[redacted]	2102
[redacted]	[redacted]	2101
[redacted]	[redacted]	2099
[redacted]	[redacted]	2098
[redacted]	[redacted]	2096
[redacted]	[redacted]	2093
[redacted]	[redacted]	2082
[redacted]	[redacted]	2078
[redacted]	[redacted]	2078
[redacted]	[redacted]	2055
[redacted]	[redacted]	2048
[redacted]	[redacted]	2048
[redacted]	[redacted]	2046
[redacted]	[redacted]	2045
[redacted]	[redacted]	2040
[redacted]	[redacted]	2039
[redacted]	[redacted]	2039
[redacted]	[redacted]	2037
[redacted]	[redacted]	2037
[redacted]	[redacted]	2034
[redacted]	[redacted]	2033
[redacted]	[redacted]	2031
[redacted]	[redacted]	2017

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Sur le site « Vallée du Boudouyssou » les 11 transects ont été positionnés de façon à couvrir l'ensemble des patchs de pelouse ouverte et sur les transects de suivi des lépidoptères (Fig. 348). Les caractéristiques des points d'échantillonnage du site de la Vallée de Boudouyssou sont décrites dans le rapport tome IV du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2017b). Les secteurs buissonnants ont été écartés en raison de leur difficulté de prospection et ils sont inadaptés à la méthode des ILA, indices linéaires d'abondance. La multiplicité des transects a permis de bénéficier d'un test fiable de la méthode et de la répéter plusieurs fois pour évaluer son efficacité et les limites méthodologiques.

La méthode des ILA a rapidement été abandonnée dans le Cirque d'Anéou (un seul transect a été réalisé) pour des raisons multiples de complexité qui seront détaillées dans la partie discussion de ce rapport.

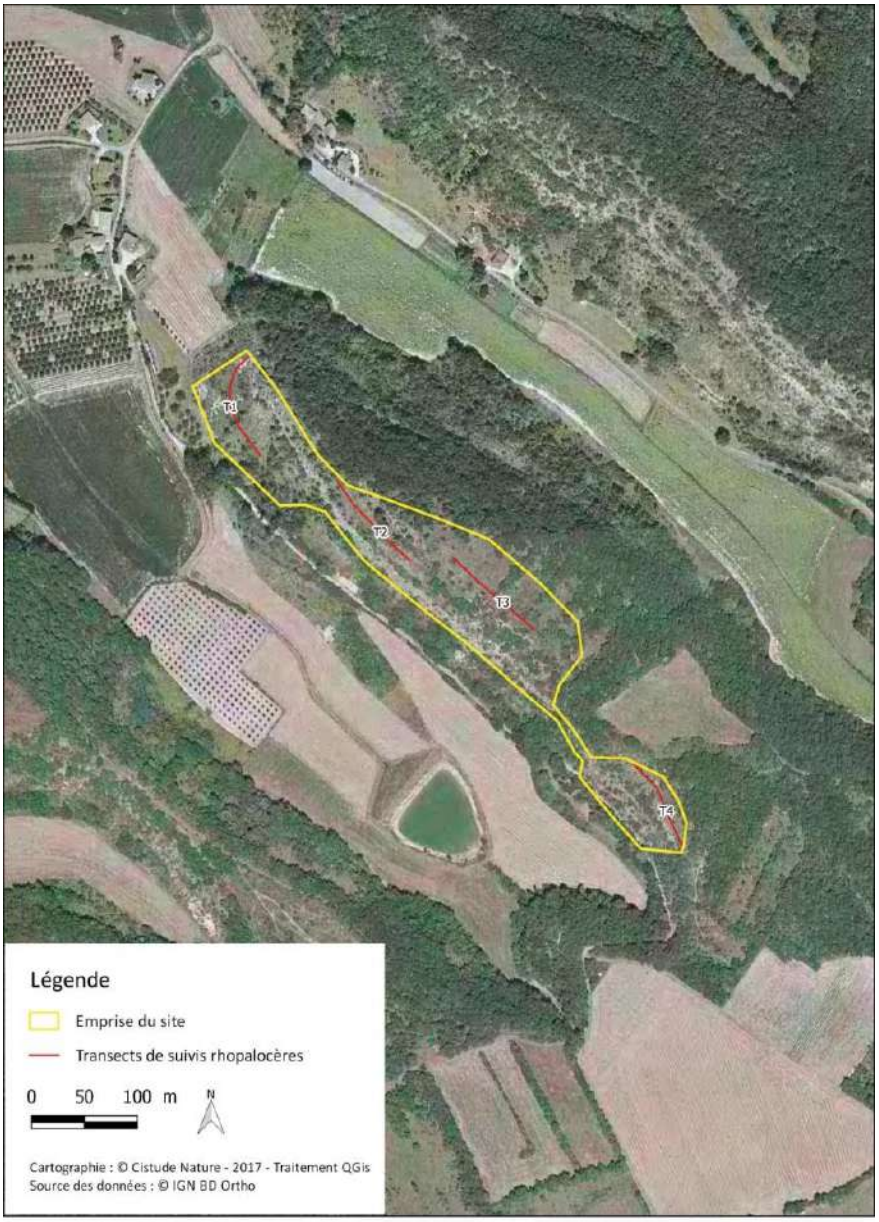


Fig. 348. Situation des transects de lépidoptères du site de la vallée du Boudouyssou.

- Méthode de relevés et détermination des espèces

La méthode testée sur 11 transects de la pelouse calcicole du site Vallée de Boudouyssou » dans le Lot-et-Garonne et sur 1 transect dans le « Cirque d'Anéou » est celle dite de l'indice linéaire d'abondance (ILA) (Voisin 1986). Cette méthode a été choisie suite à un état de l'art des différentes méthodes d'échantillonnage des orthoptères. Elle permet de réaliser un suivi simple, efficace, fiable, rapide (Voisin 1986). La méthode ILA a été adaptée aux contextes de suivis des sites du programme. L'ILA consiste à effectuer différents transects de 10 m établis de façon à ne pas se rapprocher trop près les uns des autres. Ces transects ne se recoupent pas et sont positionnés parallèlement dans le site. Chaque transect dispose d'une distance de contrôle de 5m avant et après le transect où les individus rencontrés ne sont pas comptabilisés. Les transects ne se recoupent pas. Le nombre de spécimens fuyant devant les pas du prospecteur est compté pour une bande d'une largeur environ égale à un mètre sur les pelouses calcicoles et 50 cm sur les pelouses de montagne en raison des densités très importantes. La distance du transect est mesurée à l'aide d'un décamètre que l'opérateur laisse dérouler au fur et à mesure de son avancement. Les orthoptères sont recensés à l'aide d'un filet fauchoir lorsque cela est nécessaire et déterminés in situ si possible à l'aide d'une clé de détermination et d'une loupe. La durée de réalisation d'un transect de 10 m est d'environ 2 à 3 minutes. Avant chaque transect, un point d'écoute de 3 minutes est réalisé pour dénombrer les espèces présentes dans l'habitat environnant.

L'objectif de l'ILA est de mesurer l'abondance en orthoptères sur un habitat homogène. Le calcul de l'abondance des peuplements basé sur l'ILA est réalisé à partir de :

– ILAespèce = moyenne du nombre de spécimens rencontrés pour une espèce sur un trajet de 10 m;

– ILAglobal = moyenne du nombre de spécimens rencontrés toutes espèces confondues pour un trajet de 10 m.

L'évaluation densitaire est estimée à partir de l'ILAglobal pour 100 m2 avec ILAglobalx10.

Les prospections spécifiques ciblées sur la Miramelle pyrénéenne et le Gomphocère des alpages n'ont pas été réalisées à l'aide d'une méthode protocolée. Les prospections ont été réalisées à vue et au chant (seul le Gomphocère des alpages chante) dans les habitats favorables entre 1900 et 2500m d'altitude.

Les références consultées pour l'identification et la biologie des espèces sont les suivantes :

BELLMAN H. & LUQUET G., 1995. – Guide des Sauterelles, Grillons et Criquets d'Europe occidentale. Editions Delachaux & Niestlé. 383 p.

COSTES A & ROBIN J., 2016. – Carnet d'identification des Orthoptères de Midi-Pyrénées. OPIE Midi-Pyrénées.

DREUX P., 1962. – Recherches écologiques et biogéographiques sur les Orthoptères des Alpes françaises. Annales des Sciences naturelles et de Zoologie, 12ème série (3) : 323-766.

PONIATOWSKI D., DEFAUT B., LLUCIA-POMARES D. & FARTMANN T., 2012. – The Orthoptera fauna of the Pyrenean region – a field guide. Articulata Beiheft. N°14 (2009), seconde édition, 143 p.

SARDET E., ROESTI C. & BRAUD Y., 2015. – Cahier d'identification des Orthoptères de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Biotope, Mèze, (collection Cahier d'identification), 304 p.

SARDET E. & DEFAUT B. (coord.), 2004. – Les Orthoptères menacés en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. Matériaux Orthoptériques et Entomocénotiques, 9 :125–137.

- **Conditions météorologiques requises**

Les prospections doivent être effectuées aux périodes de la journée les plus propices aux inventaires c'est-à-dire lorsque les insectes sont les plus actifs, à savoir entre 9 heures et 21 heures. Il est nécessaire de réaliser les suivis avec un ciel dégagé, un vent faible et des températures supérieures à 20°C. Il est déconseillé de faire les prospections par temps trop frais (températures inférieures à 20°C) ou trop chaud (températures supérieures à 35°C) (com. Pers. P. Legay) (VOISIN, 1986).

- **Nombre de campagne de relevés**

Il est conseillé de réaliser des suivis entre mi-juillet, début août et fin-août (périodes où les individus adultes rencontrés sont les plus nombreux, toutes espèces confondues entre 9 heures et 21 heures (com. Pers. P. Legay) (VOISIN, 1986).

En 2018, les prospections ciblées sur les orthoptères de montagnes ont été réalisées lors de 5 journées de terrain sur 5 secteurs différents. En pelouse de montagne et calcicole, les tests de protocole d'échantillonnage ont été effectués sur deux journées (Tab. CLXIX).

Tab. CLXIX. Dates des suivis 2018.

Nom du site	Passage 1		Observateurs
	Date	Horaire	
Col des Moines Pic d'Astu	03/09/18	10 :00 à 14 :00	Philippe Legay
Cirque d'Anéou, col de Pombie et col de Peyreget	30/08/18	12 :00 à 16 :00	Philippe Legay
Vallon d'Arrious, Arrémoulit	31/08/18	10 :00 à 14 :00	Philippe Legay
Lac d'Uzious, Hourquette d'Arre et lac d'Anglas	11/09/18	10 :00 à 14 :00	Philippe Legay
Cabane de Larue, vallon de l'Escala	05/09/18	10 :00 à 14 :00	Philippe Legay
Col du Pourtalet	22/08/18	10 :00 à 15 :00	Philippe Legay, Fanny Mallard
Vallée du Boudouyssou	21/08/18	11 :30 à 17 :30	Philippe Legay, Fanny Mallard

- Analyses mécanistiques et statistiques

Les analyses mécanistiques et statistiques sont réalisées sur les suivis de la méthode ILA. Ces analyses sont basées sur les mêmes analyses que pour les suivis lépidoptères (cf. § 5.2 et § 6.3) (MALLARD, 2017b).

À partir des données de dénombrement des individus par espèce, l'utilisation des « nombres de Hill » permet de généraliser les indices de diversité classiquement utilisés en écologie (diversité de Shannon–Wiener, indice de Simpson, Berger–Parker, etc.) et de les inclure. Le tracé du profil de diversité (proportions relatives des espèces rares, communes, abondantes) est une conséquence de ce choix d'analyse. L'utilisation des nombres de Hill s'impose peu à peu dans la littérature depuis quelques années (CHIU *et al.*, 2014a). Le profil est décrit par une fonction contenant un paramètre q, dit « d'indifférence aux espèces rares » (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; CHAO & CHIU, 2016). Plus q est grand et moins les espèces rares sont prises en compte dans l'état de l'écosystème. Le profil caractérise ainsi en résumé l'hétérogénéité des abondances des espèces entre elles. Il est une image de la fragilité du milieu (MALLARD, 2016b ; MALLARD, 2017b).

En fonction des résultats des campagnes de dénombrements des espèces sur le terrain, en complément des courbes d'accumulation des observations, la notion de couverture de l'échantillonnage en mesure ensuite la qualité. Elle est liée à la probabilité qu'un individu d'une campagne d'observation totale, exhaustive, se retrouve dans une des espèces de l'échantillonnage partiel obtenu. Elle est estimée en particulier à partir des singletons de l'échantillon (espèce représentée par un seul individu) et les doubletons (espèce représentée par deux individus).

Les profils de diversité peuvent être générés sur les données brutes puis sur des données corrigées par le niveau de couverture pour comparer par exemple les sites à effort d'échantillonnage identique. Si les profils des sites sont observés à taux de couverture constant, ils sont comparables entre eux sans correction. Si les profils se retrouvent à différents taux, les formules d'interpolation ou d'extrapolation sont à combiner pour déterminer le nombre d'espèces et leurs proportions à un niveau de couverture constant. Cette normalisation des données des profils des sites, leurs combinaisons, donnent aussi accès à des indices d'agrégation des sites au niveau de la région. Ce sont alors des mesures de recouvrements, de similarités, d'échanges d'espèces inter–sites qui peuvent être injectées dans des analyses statistiques plus générales.

Une méthode de ré–échantillonnage peut s'appliquer pour aborder ensuite l'incertitude des paramètres identifiés ou des tracés (méthode de *bootstraps* par exemple). Les formules d'interpolation et extrapolation par le taux de couverture sont basées aussi sur les travaux d'Alan TURING présentés par Good I.J. (1953). Des développements et des utilitaires de calculs et de tracés en logiciels libres se mettent en place sous « R », sur les tableurs. Les tracés suivants sont réalisés sur le site https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline qui cite toutes les références des développements associées (CHAO *et al.*, 2016).

Les prospections des sites en pelouses de montagnes sont analyses de façon descriptive.

8.3.2 Résultats exploratoires

- **Tests méthode ILA**

La méthode d'ILA a été testée sur le terrain en pelouse de montagne et en pelouse calcicole (Fig. 349). La comparaison d'abondance entre les deux types de milieu montre que pour un transect l'abondance observée est 15 fois plus importante en pelouse de montagne. Il a été difficile d'identifier les espèces sur ce milieu, seuls les individus ont été dénombrés. La méthode d'inventaire et du point d'écoute ont permis d'identifier les espèces suivantes : *Chorthippus biguttulus, Omocestus haemorrhoidalis, Stenobothrus lineatus, Stenobothrus nigromaculatus* (Tab. CLXX–Tab. CLXXI).

Les tests transect en pelouse calcicole ont permis de déterminer un temps d'observation moyen de 1 min 47±41. Durant ce temps d'observation, entre 0 à 7 individus maximum ont été dénombrés pour 0 à 4 espèces maximum. Les espèces identifiées sont les suivantes avec identification du sexe pour certains individus : *Calliptamus barbarus, Pezotettix giornae, Euchorthippus elegantulus, Tylopsisi lilifolia, Aiolopus strepens*. Au total sur 32 individus dénombrés, 3 sont indéterminés (Tab. CLXX–Tab. CLXXI).

La méthode du point d'écoute a permis de repérer d'autres espèces d'orthoptères au niveau des transects *Ephippiger diurnus, Nemobius sylvestis, Chorthippus biguttulus* et pour la méthode d'inventaire *Aiolopus strepens, Ruspolia nitidula, Yersinella raymondii* (Tab. CLXXII).



Fig. 349. Tests sur le terrain en pelouse de montagne au col du Pourtalet à 1805 m d'altitude (à gauche) et en pelouse calcicole en vallée du Boudouyssou (à droite).

Tab. CLXX. Abondance des espèces d'orthoptères selon les différentes méthodes du suivi test en pelouse de montagne.

		inventaire	Point écoute	Transect
		22/08/2018	22/08/2018	22/08/2018
		10h46-15h00	10h46-15h01	10h46-15h02
			3:00	3:02
Criquet mélodieux	Chorthippus biguttulus	x		
Criquet rouge-queue	Omocestus haemorrhoidalis	x		
Sténobothre de la palène	Stenobothrus lineatus		x	
Sténobothre bourdonneur	Stenobothrus nigromaculatus		x	
	Orthoptères			45
	Abondance			45
	Richesse	2	2	

Tab. CLXXI. Abondance et richesse du suivi test en pelouse calcicole.

Transect	Tests	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Abondance	11	0,00	7,00	2,91	2,26
Richesse	11	0,00	4,00	1,91	1,14
Temps observation	11	1:47	4:28	2:45	0:41

Tab. CLXXII. Abondance des espèces d'orthoptères selon les différentes méthodes du suivi test en pelouse calcicole.

		Transect	Point écoute	Inventaire
Criquet de Barbarie	Calliptamus barbarus	0	0	1
Criquet de Barbarie	Calliptamus barbarus (mâle)	2	0	0
Criquet de Barbarie	Calliptamus barbarus (femelle)	7	0	0
Criquet pansu	Pezotettix giornae (femelle)	1	0	0
Ephipigères (des vignes)	Ephippiger diurnus	0	4	0
Ephippigère des vignes	Ephippiger diurnus	0	1	0
Grillon des bois	Nemobius sylvestis	0	3	1
Criquet glauque	Euchorthippus elegantulus	0	10	1
Criquet glauque	Euchorthippus elegantulus (mâle)	7	0	0
Criquet glauque	Euchorthippus elegantulus (femelle)	9	0	0
Criquet automnal	Aiolopus strepens	1	0	1
Phanéroptère liliacé	Tylopsisi lilifolia	1	0	1
Phanéroptère liliacé	Tylopsis lilifolia mâle	1	0	0
Conocéphale gracieux	Ruspolia nitidula	0	0	1
Decticelle frêle	Yersinella raymondii	0	0	1
Criquet mélodieux	Chorthippus biguttulus	0	2	0
	Criquet	1	0	0
	Orthoptères	2	0	0
	Abondance	32	20	
	Richesse	4	4	7

L'analyse des profils de diversité pour les suivis transects et points d'écoute orthoptères (Fig. 350, Fig. 354) montre un taux de couverture de 93% inférieur au seuil statistique de 95% pour les suivis transects (Fig. 351–Fig. 353) et un taux de couverture suffisant de 96% pour le cumul des observations des suivis transects et points d'écoute (Fig. 355–Fig. 357).

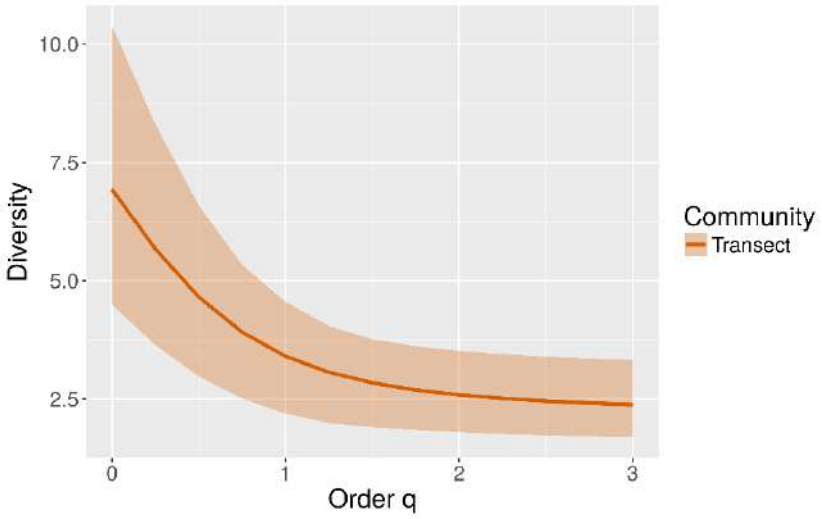


Fig. 350. Profil de diversité des suivis transects orthoptères.

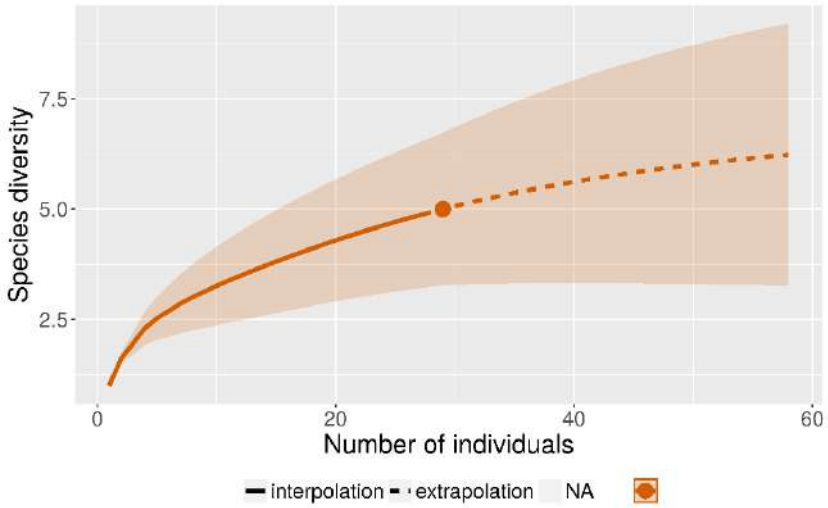


Fig. 351. Diversité spécifique en fonction du nombre d'individus pour les suivis transects orthoptères.

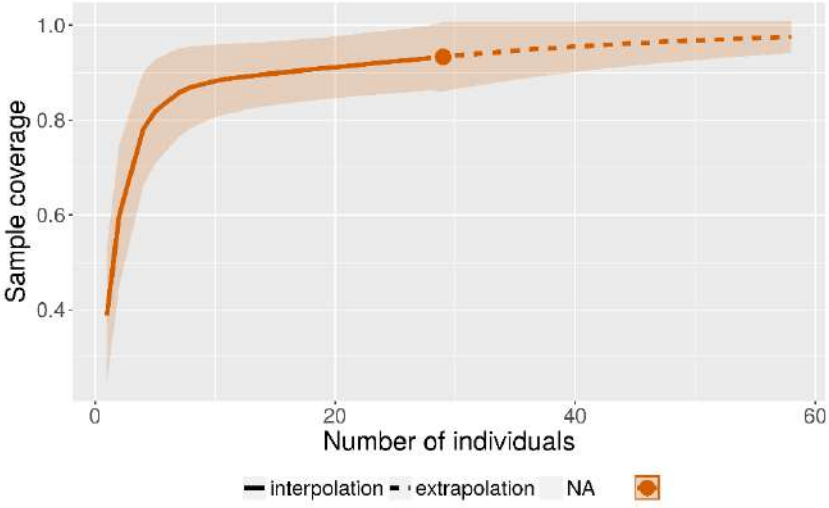


Fig. 352. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus pour les suivis transects orthoptères.

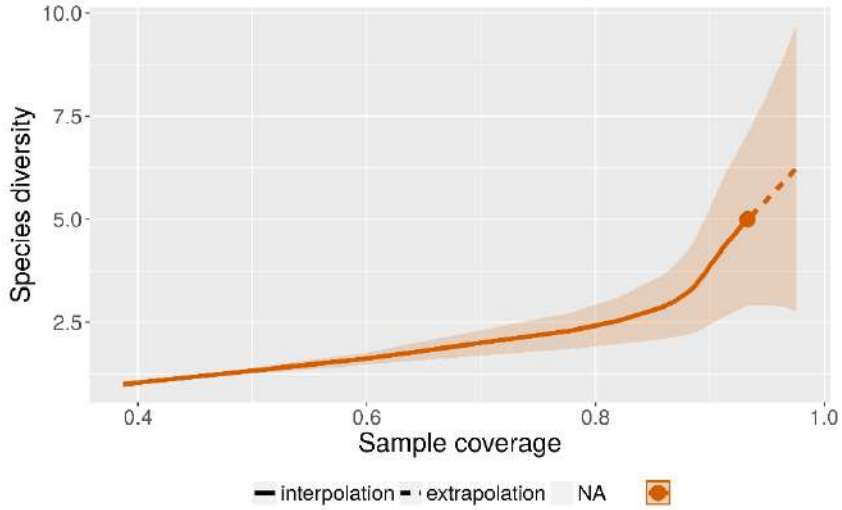


Fig. 353. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture des suivis transects orthoptères.

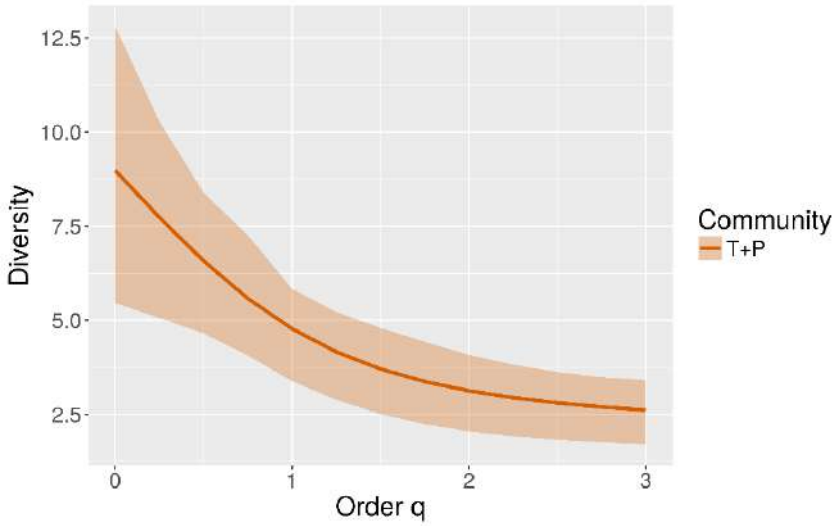


Fig. 354. Profil de diversité des suivis orthoptères des suivis transects et points d'écoute.

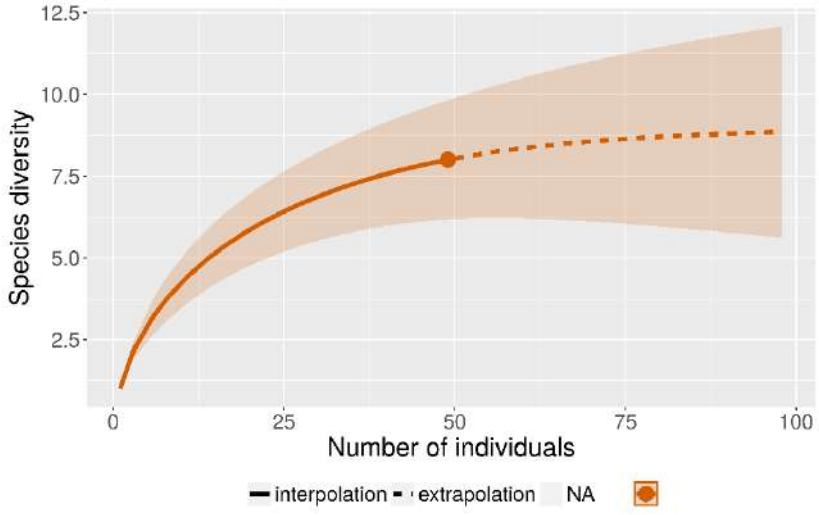


Fig. 355. Diversité spécifique en fonction du nombre d'individus pour les suivis transects et points d'écoute des orthoptères.

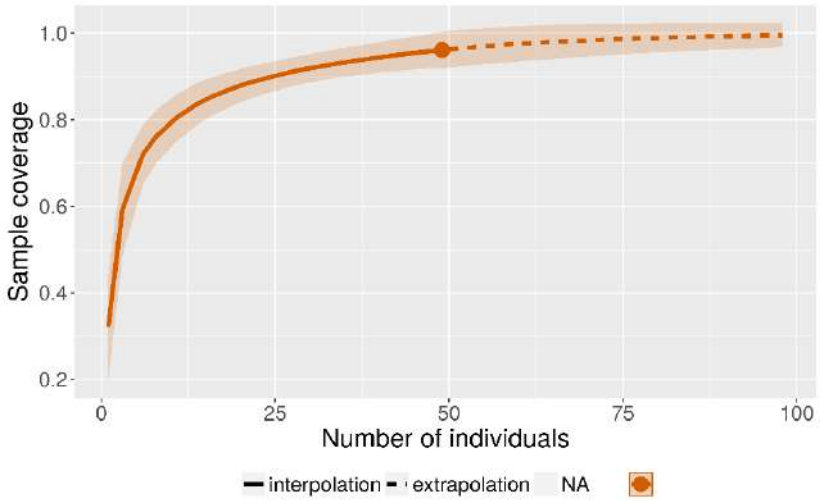


Fig. 356. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus pour les suivis transects et points d'écoute orthoptères.

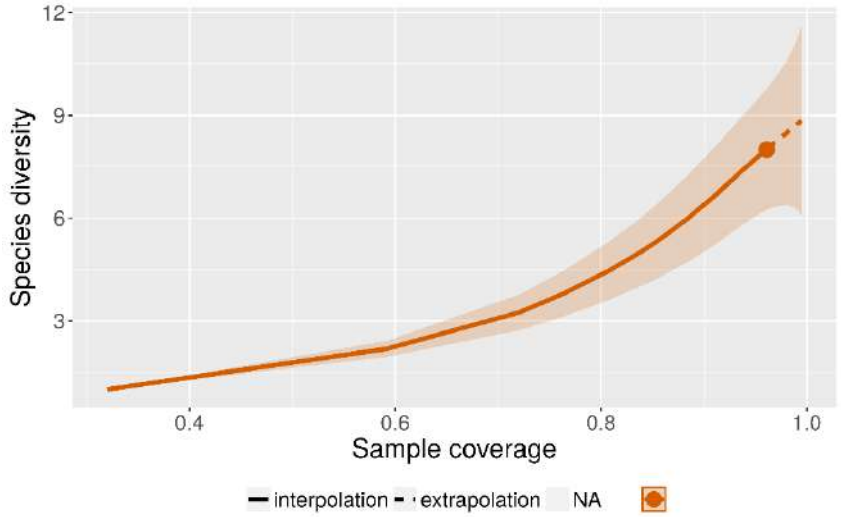


Fig. 357. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture pour les suivis transects et points d'écoute orthoptères.

- Prospections en pelouse de montagne

Les prospections spécifiques ciblées sur les deux espèces cibles, Miramelle pyrénéenne et Gomphocère des alpages, ont apporté de nombreuses informations intéressantes qui seront mises à profit dans les saisons à venir dans le choix des sites, le choix du protocole, les dates de prospections et les habitats à cibler.

- 30 aout 2018, cirque d'Anéou, col de Pombie et col de Peyreget

Le Gomphocère des alpages est noté entre 2000m d'altitude sous le refuge de Pombie et jusqu'au col de Peyreget à environ 2330m d'altitude où il est relativement abondant. Dans le secteur du col du Soum de Pombie et dans le cirque d'Anéou, l'espèce est un peu moins abondante et semble éviter les

secteurs surpâturés où la végétation est trop rase. La Miramelle pyrénéenne n'a pas été observée sur ce secteur y compris au niveau du col de Peyreget où les habitats sont pourtant favorables.

- 31 aout 2018, vallon d'Arrious, Arrémoulit

Le Gomphocère des alpages est noté entre 2080 m et 2370 m d'altitude. Les densités sont importantes à partir de 2100 m d'altitude. L'ensemble du parcours réalisé permet de collecter des données de Gomphocère des alpages sans difficulté et avec des effectifs importants. Sans sortir du chemin de randonnée, il est possible de dénombrer les mâles chanteurs. La Miramelle pyrénéenne à été trouvée sur 5 stations avec seulement 5 individus entre 2306 et 2356m d'altitude. A signaler la dangerosité pour la prospection des secteurs de landes, favorables mais disposés dans une pente forte ! La prospection sur un sentier ne permet pas de contacter beaucoup d'individus, il faut sortir des chemins et couvrir des superficies d'habitat importantes avant de trouver des individus.

- 3 septembre 2018, col des Moines et Pic d'Astu

La Miramelle pyrénéenne apparait au-dessus du col des Moines et tout le long de la crête entre 2221 et 2275m d'altitude. Uniquement 5 individus ont été dénombrés sur 5 stations (un individu par station) au cours des prospections. Les densités sont très faibles. L'espèce est discrète et il faut parcourir les habitats favorables pour espérer en faire partir une. Elle est présente dans les landes à Myrtille rases avec des fétuques ou Gispet. Le Gomphocère des alpages est présent en dessous de 2100m d'altitude mais il occupe des habitats surpâturés. On le trouve dans des densités plus respectables entre 2157 et 2284m d'altitude. Les densités sont toutefois moins importantes sur ce secteur que dans le vallon d'Arrious ou le secteur d'Arrémoulit par exemple.

- 5 septembre, cabane de Larue et vallon de l'Escala

Ce site a été choisi car il se situe à l'extrême limite avec les Hautes-Pyrénées et qu'il présente des habitats favorables entre 2000 et 2200 m d'altitude. La Miramelle pyrénéenne est bien présente et avec des effectifs supérieurs à ceux observés sur Arrious ou le col des Moines. Les Miramelles sont trouvées à la faveur des habitats riches en dryades (plante que l'on rencontre en altitude). Le Gomphocère des alpages était présent aussi mais l'abondance est extrêmement faible. La pression de pâturage et l'observation d'un troupeau de moutons de plus de 300 têtes permet d'expliquer la faible hauteur de végétation qui correspond peut-être moins à cette espèce. La forte pression de pâture, ne semble pas favoriser cette espèce.

- 11 septembre Lac d'Uzious et Hourquette d'Arre

Aucune Miramelle pyrénéenne n'est trouvée avant d'arriver sur le lac d'Uzious à environ 2100m d'altitude. Elle était bien présente mais les densités les plus importantes ont été observées dans le vallon raide qui remonte vers la Hourquette d'Arre qui culmine à 2465m d'altitude. Pour la première fois depuis le début des prospections spécifiques, les effectifs de Miramelle pyrénéenne étaient très importants. Plus de 100 individus ont été estimés. Le Gomphocère des alpages est lui aussi très abondant dans ce secteur. Il s'agissait des deux espèces les plus fréquentes.

Au-dessus de 1900m d'altitude, la richesse spécifique diminue de façon importante. Le Gomphocère des alpages, la Miramelle pyrénéenne et le Criquet mélodieux (*Chorthippus biguttulus*) sont souvent les trois seules espèces présentes. Le Gomphocère des alpages est toujours présent lorsque la Miramelle pyrénéenne est présente, mais l'inverse n'est pas vrai.

8.3.3 Discussion

Les tentatives de mise en place des protocoles d'échantillonnage pour dénombrer les orthoptères se sont avérées difficiles selon le contexte du milieu. Sur les pelouses sèches, le protocole d'échantillonnage est facile à suivre. Cependant, nous n'avons pas détecté d'espèces dont la répartition géographique peut se voir influencer (apparition ou disparition) par les modifications climatiques. En montagne, la problématique est inverse à ce que nous avons obtenu sur les pelouses calcicoles. La richesse spécifique et les effectifs sont tellement importants que les difficultés rencontrées sont nombreuses et ne permettent pas une application rigoureuse du protocole. Ce qui rend le comptage difficile à mettre en œuvre est le problème de détermination spécifique *in situ* en un temps limité. En effet, à l'image des deux espèces *Stenobothrus stigmaticus* et *Stenobothrus nigromaculatus*, les critères de détermination sont difficiles à observer et nécessitent une connaissance d'expertise très importante des orthoptères. Le biais observateur est ainsi important. Par ailleurs, les deux sexes ne sont pas aisés à déterminer ce qui rend la tâche délicate. L'une des solutions envisageable serait de collecter les individus et d'en faire une détermination ex-situ. La collecte des individus nécessitera au préalable une autorisation de prélèvement lorsque les transects sont positionnés au sein du Parc National des Pyrénées.

Les prospections spécifiques ciblées sur deux orthoptères de pelouses d'altitude (Miramelle pyrénéenne et Gomphocère des alpages) ont permis de localiser des sites favorables pour la mise en place de protocoles d'étude et de suivis notamment sur des secteurs qui bénéficient déjà d'observations ciblées sur d'autres groupes taxonomiques. Toutefois, aucun protocole n'a été mis en place en 2018 car la bibliographie disponible (VOISIN, 1980 ; VOISIN, 1986 ; DEFAUT, 1994 ; DEFAUT, 1996 ; DEFAUT, 1999) avant la phase de terrain n'a pas permis de trouver des protocoles déjà existants et adaptés à ces espèces. Il ressort toutefois des prospections spécifiques la possibilité de mettre en place un protocole différent pour chacune des deux espèces.

Le Gomphocère des alpages est un criquet chanteur qui possède un chant audible et facilement reconnaissable. Au cours des prospections, il aurait été très facile de dénombrer les mâles chanteurs sur des transects en suivant un itinéraire. Il serait envisageable de positionner des transects régulièrement sur toute l'amplitude où l'espèce est présente. Chez la Miramelle pyrénéenne, la tâche est beaucoup plus délicate car il s'agit d'une espèce qui ne chante pas et qui se déplace peu. Sur les premières stations où l'espèce a été détectée, les densités constatées étaient très faibles et les chances de découvertes aléatoires en suivant un itinéraire sur un sentier marqué. La réalisation de quadrats semble éventuellement plus appropriée.

Cependant, la découverte d'une station avec des densités remarquables, détectables le long d'un itinéraire entre le lac du Lavedan et la Hourquette d'Arre, a montré qu'il était possible de compter les miramelles en suivant un transect tout en dénombrant les gomphocères des alpages. La problématique majeure est que ce genre de station n'a été rencontré qu'à une seule reprise et que cette configuration semble peu répandue sur le territoire des Pyrénées-Atlantiques à la lumière des données disponibles sur les bases de données régionales (faune-aquitaine, OAFS, Locusta). Il conviendra peut-être d'étendre les prospections sur la partie occidentale de la chaine.

Nous disposons pour le moment de stations d'inventaire de l'extrémité orientale du département à la frontière avec les Hautes-Pyrénées jusqu'à la limite entre la vallée d'Ossau, la vallée d'Aspe et l'Espagne. La Miramelle pyrénéenne et le Gomphocère des alpages sont présents au moins jusqu'au massif du pic d'Anie qui est l'un des derniers hauts massifs dans la partie occidentale de la chaîne pyrénéenne. Il serait alors intéressant d'étudier les évolutions de ces deux espèces sur l'ensemble de

leur aire de répartition à l'échelle départementale. L'intérêt de suivre ces espèces des pelouses d'altitude a été confirmé à l'occasion du conseil scientifique du 15 novembre 2018. Il sera nécessaire de concevoir un protocole qui soit adapté aux contraintes stationnelles et qui soit reproductible sur l'ensemble des stations où les deux espèces ont été trouvées.

Le parc national du Mercantour a commencé en 2018 un suivi des orthoptères d'altitude et sa thématique de recherche est le changement de distribution des communautés d'orthoptères en lien avec le réchauffement climatique. La thématique étant similaire, il serait intéressant de mettre en œuvre le même protocole afin d'avoir des points de comparaisons d'un massif à l'autre.

8.4 Cortèges des bourdons pyrénéens

Auteurs : David Genoud

Le suivi du cortège des bourdons pyrénéens en 2018 se situe dans la continuité de de l'année 2017. En 2017 le nombre de stations, leur localisation (géographique et altitudinale), la méthode et le temps d'échantillonnage avaient été validés et stabilisés (MALLARD, 2017b). Le suivi 2018 a été strictement reproduit (nombre de passage, date de passage, temps d'échantillonnage, relevé systématique relation fleur/spécimen (réseau pollinisateur) mais aussi avec ces mêmes aléas liés à l'altitude, le climat, la météorologie changeante, le niveau d'enneigement combinés à la distance et au temps d'accès.

Ce groupe taxonomique concerne un ensemble d'espèces relictuelles des périodes glaciaires avec un gradient varié de tolérance aux températures élevées mais une richesse spécifique plus importantes à l'étage montagnard (zones oro-méditerranéennes comprises) et alpin. A contrario, le cortège de plaine, notamment dans les régions chaudes (climat thermo-atlantique, climat méditerranéen), est très restreint (moins de 10-12 espèces) soit moins d'un quart de la diversité totale connue des bourdons de France (44 espèces) (RASMONT, 1988 ; RASMONT *et al.*, 1995 ; RASMONT *et al.*, 2017). A elle seule la chaine des Pyrénées de l'est jusqu'à l'ouest accueille, historiquement, 37 espèces de bourdons, alors que le Parc National des Pyrénées héberge 30 des 37 espèces connues sur le massif (ISERBYT, 2009).

En 2018, les relevés ont toujours pour objectif de renforcer la connaissance des profils écologiques des espèces (gamme d'altitude fréquentées, la relation plante/fleurs) ainsi que la phénologie et la dynamique interannuelle des populations au regard des aléas climatiques saisonniers et/ou ponctuels. Cette année reste encore dans une phase de réalisation d'un état de référence (diversité sur le massif, diversité sur les sous-ensembles/entités géographiques, diversité stationnelle, diversité altitudinale) qui n'est pas réalisable de manière pertinente sur une seule année de suivi (malgré 4 passages d'échantillonnage /an). En effet, les contraintes météorologiques et climatiques peuvent considérablement influer sur la détectabilité de la diversité et des abondances autant à l'instant t que sur les différentes saisons (asynchronismes plantes/pollinisateurs, température/pollinisateurs).

Les informations relatives à la méthodologie et aux particularités écologiques des bourdons sont renseignées dans le rapport du programme les sentinelles du climat Tome IV MALLARD (2017) (cf. § 7.3 page 426).

8.4.1 Complément au matériel et méthodes

L'échantillonnage, réévalué en 2017, n'a pas été modifié. Une tranche de suivi comprise en 800 et 2400 m d'altitude (environ 855 m – 2320 m) a été conservée. Allez au-delà en altitude est compliqué tant pour des raisons d'habitats (habitats souvent strictement minéraux) peu, pas et/ou très ponctuellement fleuris (=très faible détectabilité avec des individus très mobiles), d'accès, de temps d'accès, de sécurité et d'efficience du relevé selon la plage thermique. Les stations sont toutes plus ou moins soumises à ces mêmes contraintes mais plus on s'élève en altitude plus ces facteurs sont limitants (notamment la plage horaire de vol en fonction de la température et donc de détection des bourdons).

- **Sélection des sites**

Le terme « station » évoque chaque site. Chaque station possède un code alphanumérique relatif à sa localisation géographique et un nom relatif à son « lieu-dit ».

28 stations sont suivies depuis 2017.

Pour plus d'informations relatives au choix de sélection des sites on se référera à MALLARD (2017) (cf. § 7.3.1 page 426-427)

- **Description des sites choisis**

Pour rappel les sites échantillonnés sont identiques à ceux de l'année 2017 et ils le seront encore en 2019-2021 (Fig. 358, Tab. CLXXIII).

Les informations relatives à la description des sites sont décrites dans le rapport Tome IV MALLARD (2017) (cf. § 7.3 page 429-435).

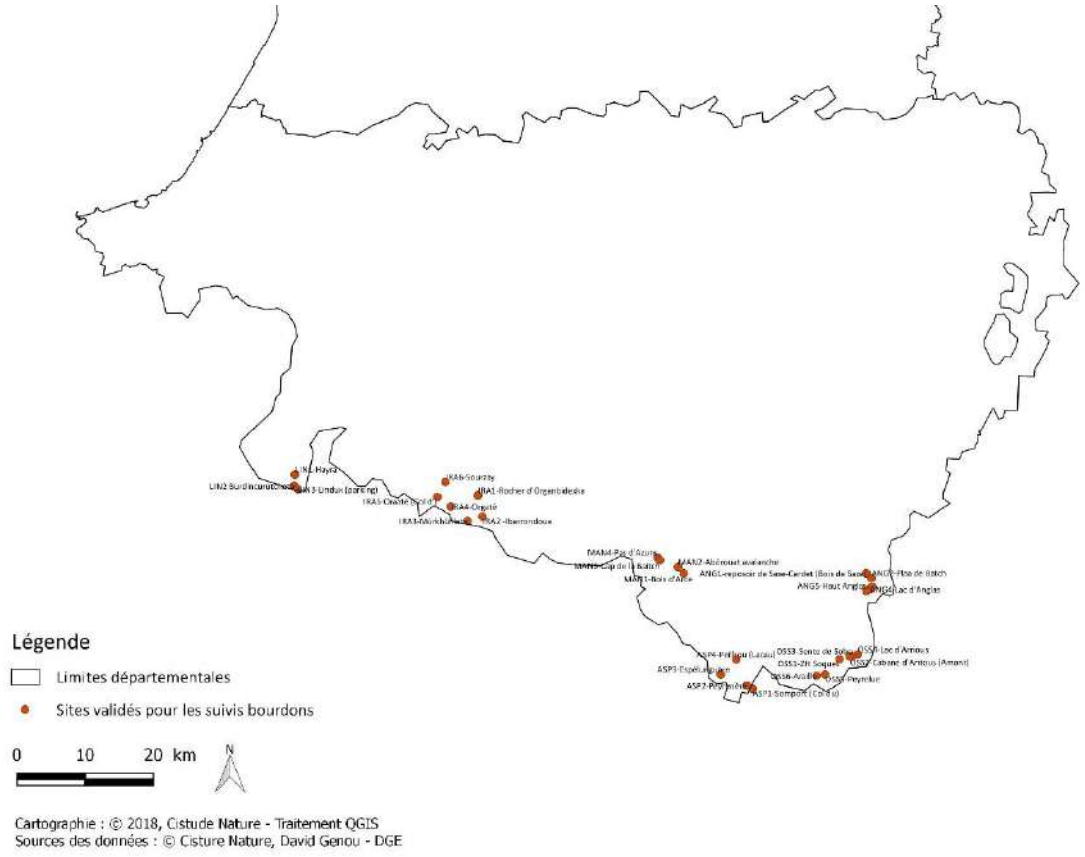


Fig. 358. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi 2018.

Tab. CLXXIII. Caractéristiques des sites de suivis cortège de bourdons pyrénéens.

Dép.	Commune	Nom du site	Superficie (m2)	Statut	Structure de suivi et nom de l'observateur	Latitude	Longitude
64	Eaux-Bonnes	ANG1 – Reposoir de Saxe-Cardet	618.2062		David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Eaux-Bonnes	ANG2 – Plaa de Batch	498.2173	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Eaux-Bonnes	ANG3 – Coste de Goua Haut	97.0138	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Eaux-Bonnes	ANG4 – Anglas (lac d')	185.5114	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Eaux-Bonnes	ANG5 – Anglas haut	868.3745	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Urdos	ASP1 – Somport (Col du)	2023.9197	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Borce	ASP3 – Espélunguère	3247.5401	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Urdos	ASP4 – Peilhou	1113.2829	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Urdos	ASP2 – Peyrenère	372.048	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Larrau	IRA1 – Organbidexka – Rocher d')	7808.5268	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Larrau	IRA2 -Ibarrondoua	8738.5394	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Larrau	IRA3 -Mürkhüilleta (Réseau Complémentaire Apiformes)	2946.7629	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Lecumberry	IRA4 – Orgaté	3446.1727	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Lecumberry	IRA5 – Oraaté (Col d')	3888.3773	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Lecumberry	IRA6 – Sourzay	4053.2806	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Aldudes	LIN1 – Hayra	1761.5193	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Aldudes	LIN2 – Burdincurutcheta	2041.6538	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Aldudes	LIN3 – Lindux (Col de)	1177.2571	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Lescun	MAN1 – Bois d'Arce	2033.6789	N2000 ?	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Lescun	MAN2 – Abérouat avalanche	448.2839	N2000 ?	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Lées-Athas	MAN3 – Cap de la Baitch	851.9249	N2000 ?	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Lées-Athas	MAN4 – Pas d'Azun	396.0043	N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Laruns	OSS1 – ZH de Soques	320.7363	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Laruns	OSS2 – Cabane d'Arrious Amont	770.4924	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Laruns	OSS3 – Sente de Sode	345.3158	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Laruns	OSS4 – Arrious (Lac d')	2424.6916	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Laruns	OSS5 – Peyrelue	975.7265	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
64	Laruns	OSS6 – Araille (Combe de l')	3657.0319	PNP/N2000	David Genoud	[redacted]	[redacted]
Total			57110.0903				

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Les stations sont constituées de placettes de taille variable mais qui se caractérisent toutes par une attractivité florale forte (patchs de fleurs attractives) à au moins un passage dans la saison (Tab. CLXXIV). Certaines stations sont peu « productives » (faible diversité et/ ou faibles abondances de bourdons) mais peuvent être favorables à des espèces sténoèces. A l'inverse d'autres stations peuvent accueillir plusieurs espèces végétales attractives à différentes périodes de l'année (succession florale). Ces stations sont alors, généralement, plus richement pourvues en bourdons que ce soit en termes de diversité ou d'abondance. Les bourdons sont recherchés à vue ou au son et capturés sur fleurs ou plus occasionnellement en vol, sur la placette et sur les différentes zones attractives de la placette. La taille des placettes peut considérablement varier.

A la découverte d'un nid seul un spécimen est capturé pour identification. Lorsque les bourdons sont peux abondants les patchs de fleur ou les fleurs sont systématiquement visités sous un format d'échantillonnage de type « transect ». Mais la même surface de placette est prospectée chaque année. Là aussi on peut noter une variabilité de l'abondance de la floraison ou de la dominance spécifique selon les années et bien sûr de l'attractivité selon les périodes.

Les informations relatives à la description des sites sont décrites dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat MALLARD (2017) (cf. § 7.3 page 435).

Tab. CLXXIV. Caractéristiques des points d'échantillonnage des suivis cortège de bourdons pyrénéens.

Dép.	Nom du site	Dénom. station	Altitude (en m)	Latitude Y1 (centroides)	Longitude X1 (centroides)
64	LIN1	Hayra	855	[redacted]	[redacted]
64	LIN2	Burdincurutcheta	1081		
64	LIN3	Lindux (Col de)	1167		
64	IRA6	Sourzay	1125		
64	IRA5	Oraaté (Col de)	1307		
64	IRA4	Orgaté	949		
64	IRA3	Mürkhüilleta	1171		
64	IRA2	Ibarrondoua	1321		
64	IRA1	Organbidexka (Rocher d')	1383		
64	MAN4	Pas d'Azuns	1875		
64	MAN3	Cap de la Baitch	1709		
64	MAN2	Aberouat avalanche	1501		
64	MAN1	Bois d'Arce	1321		
64	ASP1	Somport (Col du)	1625		
64	ASP2	Peyrenère	1462		
64	ASP3	Espélunguère	1390		
64	ASP4	Peilhou	1018		
64	OSS6	Araille (combe de l')	1745		
64	OSS5	Peyrelue	1625		
64	OSS4	Arrious (Lac d')	2320		
64	OSS3	Sente de Sobe	2071		
64	OSS2	Cabane d'Arrious Amont	1960		
64	OSS1	ZH de Soques	1626		
64	ANG5	Anglas haut	2235		
64	ANG4	Anglas (lac d')	2073		
64	ANG3	Coste de Goua haut	1842		
64	ANG2	Plaa de Batch	1589		
64	ANG1	Reposoir de Saxe-Cardet	1397		

En 2017 chaque bourdon était pointé précisément au GPS. En 2018, ce pointage précis a été abandonné. Il s'avère que sur la majorité des sites encaissés ou sous couvert nuageux l'imprécision du pointage est trop grande (écart de 10 à 70 m avec des bourdons au final pointés « hors placette »). De plus cela n'empêche pas la redondance des espèces sur un même point, or initialement l'idée du pointage précis était d'éviter cette redondance.

En 2018, les bourdons ont été pointés au moment de la saisie, après détermination, au plus près à proximité du patch de fleurs ciblés dans la placette (= secteurs de placette). Pour tous les bourdons d'une même placette, l'altitude moyenne de la placette a été utilisée (correction *a posteriori*) pour la base de donnée.

- Méthode de relevés et détermination des espèces

Les informations relatives à la méthode de relevés et de détermination des espèces sont décrites dans le rapport Tome IV du programmes les sentinelles du climat (MALLARD (2017) – cf. § 7.3.1 page 440).

L'ensemble des bourdons sont capturés puis conservés (pots avec râpure de liège + acétate d'Ethyle) par stations et plantes. S'ils sont abondants sur une plante plusieurs pots pour une même plante peuvent être nécessaires. Tous les spécimens sont conservés en l'état et au congélateur. Avec ce mode de létalité la plupart des bourdons (80 %) meurent les ailes étalées et souples et surtout la langue parfaitement extraite. Ils sont extraits de leurs pots en fin de saison. Cette année l'identification et la saisie a eu lieu du 16 au 21 octobre. Les bourdons retournent dans leurs pots respectifs après identification, saisie et éventuel reconditionnement (pour les pots où la densité de spécimens est trop importante). Dans cette condition ils peuvent aisément être re-manipulés pour de la morphométrie (non réalisée à ce jour).

Le taux d'échec de capture en 2018 s'élève à 8,44 % (10,44% en 2017). Quelques stations s'avèrent plus délicates à échantillonner ; globalement toutes celles avec présence de rhododendrons, à fleurs dispersées et/ou à forte pente : **ANG5 (pente, fleurs dispersées)**, ANG3 (pente, rhododendron, lande), **ANG2 (pente Rhododendron, lande) sans doute la station la plus compliquée**, OSS4 pour partie (zone à rhododendron**), OSS3 (pente, lande)**, OSS2 (pente, flore dispersée), **MAN3 (pente, fleurs très dispersées).**

Selon les conditions météorologiques les campagnes d'échantillonnage ont duré entre 3 jours et 5 jours. Au total 6 semaines ont été consacrées sur le terrain à cette opération (maintenance des stations météorologiques comprises).

- Conditions météorologiques requises

Les stations les plus hautes en altitude ; au-dessus de 1800 m mais plus généralement 2000 m sont régulièrement impraticables lors du 1er passage (fin mai –début juin). C'était le cas en 2016 (neige à 2000 m) mais ce n'était pas le cas en 2017 où seules les stations à plus de 2200 étaient plus délicates à pratiquer mais toutefois en partie déneigées (Tab. CLXXV) (MALLARD, 2016b ; MALLARD, 2017b).

En 2018 pour des raisons climatiques, d'enneigement et technique (organisation terrain commun avec Cistude Nature) le 1er passage a été plus tardif que les années précédentes. Il a eu lieu entre le 11 et le 14 juin (Tab. CLXXV), entrecoupé par un épisode pluvieux intense et une crue majeure des cours d'eau. Il s'est avéré impossible d'accéder aux stations au-dessus de 1600-1800 m avec de la neige dès 1800m et des sentiers impraticables (ruissellements intenses) ainsi qu'au secteur de Gourette (route

effondrée pour accéder aux stations code ANG) et de l'Aberouat (route impraticable suite aux inondations sévères pour accéder aux stations code MAN).

Le second passage le 24 juin était quasi inefficient au-dessus de 2000-2100 m (limite de recouvrement du manteau neigeux à 2000 m).

SI les secteurs ASP (Aspe) IRA (Iraty), LIN (Lindux) ont pu bien être visités sur 4 passages, certains n'ont pu être parfaitement échantillonnés :

- ANG (Anglas-Gourette) : Passage 1 impraticable (neige 1800 + route effondrée), passage 2 impraticable en ANG5 puis partiellement pluie sur passage 4 compensé par un passage 5,
- MAN (Massif Anie) : passage 1 impraticable (neige 1800 + accès impraticable), puis blessure en passage 3 (passage non compensé),
- OSS (Ossau) : passage 1 pour partie impraticable (OSS2, OSS3, OSS4) puis limite impraticable en passage 2 sur OSS3 et OSS4, pour OSS1, OSS2, OSS3, OSS4, pluie sur passage 4 mais compensée 24 heures plus tard.

Au final le secteur MAN n'a pu faire l'objet que de 2 passages contraint par une inaccessibilité au site le 14 juin puis une blessure début août.

A l'inverse les épisodes de très fortes chaleurs (canicules) qui affectent ces vallées s'avèrent être également défavorables à la détection des bourdons aux heures les plus chaudes (11 heures – 17 h). Généralement, il est observé une nette reprise de l'activité de butinage au-delà de 16 h 30 (à 1600 m) voire 17 h 30 avec une pleine activité au-delà de 18 h 30 et jusqu'à 20 h30 même à 2200 m d'altitude.

Tab. CLXXV. Dates des suivis 2018 du cortège bourdons pyrénéens.

Nom du site	Passage 1		Passage 2		Passage 3		Passage 4		Observateur
	Date	Horaire	Date	Horaire	Date	Horaire	Date	Horaire	
ANG1	14/06/18	Inacc	24/06/18	13h00	02/08/18	14h00	31/08/18	13h47	David GENOUD
ANG2	14/06/18	Inacc	24/06/18	12h15	02/08/18	13h16	31/08/18	12h57	David GENOUD
ANG3	14/06/18	Inacc	24/06/18	11h45	02/08/18	13h32	31/08/18	12h12	David GENOUD
ANG4	24/06/18	Inacc	02/08/18	12h44	24/08/18	12h47	31/08/18	11h07	David GENOUD
ANG5	14/06/18	inacc	24/06/18	inacc	02/08/18	11h07	31/08/18	10h25	David GENOUD
ASP1	12/06/18	15h40	25/06/18	16h10	02/08/18	16h40	23/08/18	13h06	David GENOUD
ASP2	12/06/18	16h10	25/06/18	16h45	02/08/18	17h00	23/08/18	13h38	David GENOUD
ASP3	12/06/18	18h00	25/06/18	17h30	02/08/18	17h57	23/08/18	14h18	David GENOUD
ASP4	12/06/18	meteo	25/06/18	18h45	02/08/18	18h42	23/08/18	15h04	David GENOUD
IRA1	11/06/18	13h10	25/06/18	13h00	01/08/18	10h22	22/08/18	13h02	David GENOUD
IRA2	11/06/18	13h30	25/06/18	13h30	01/08/18	11h01	22/08/18	14h06	David GENOUD
IRA3	11/06/18	14h15	25/06/18	14h15	01/08/18	11h51	22/08/18	14h56	David GENOUD
IRA4	11/06/18	14h45	25/06/18	14h50	01/08/18	12h32	22/08/18	15h32	David GENOUD
IRA5	11/06/18	15h30	25/06/18	15h30	01/08/18	13h00	22/08/18	16h28	David GENOUD
IRA6	11/06/18	16h10	25/06/18	16h15	01/08/18	13h40	22/08/18	17h11	David GENOUD
LIN1	11/06/18	10h55	25/06/18	12h20	31/07/18	13h05	22/08/18	11h34	David GENOUD
LIN2	11/06/18	10h20	25/06/18	13h00	31/07/18	13h42	22/08/18	11h03	David GENOUD
LIN3	11/06/18	11h45	25/06/18	13h45	31/07/18	14h09	22/08/18	10h38	David GENOUD
MAN1	13/06/18	Inacc	25/06/18	12h30	4/08/18	Bless	23/08/18	11h47	David GENOUD

Nom du site	Passage 1		Passage 2		Passage 3		Passage 4		Observateur
	Date	Horaire	Date	Horaire	Date	Horaire	Date	Horaire	
MAN2	13/06/18	Inacc	25/06/18	11h15	4/08/18	Bless	23/08/18	10h10	David GENOUD
MAN3	13/06/18	Inacc	25/06/18	10h15	4/08/18	Bless	23/08/18	9h45	David GENOUD
MAN4	13/06/18	Inacc	25/06/18	8h45	4/08/18	Bless	23/08/18	9h13	David GENOUD
OSS1	13/06/18	17h30	25/06/18	16h30	03/08/18	16h36	25/08/18	16h42	David GENOUD
OSS2	13/06/18	Inacc	25/06/18	17h30	03/08/18	17h32	25/08/18	17h30	David GENOUD
OSS3	13/06/18	Inacc	25/06/18	18h10	03/08/18	18h10	25/08/18	15h20	David GENOUD
OSS4	13/06/18	Inacc	25/06/18	18h50	03/08/18	19h20	25/08/18	14h21	David GENOUD
OSS5	13/06/18	17h00	24/06/18	17h30	03/08/18	16h08	23/08/18	18h04	David GENOUD
OSS6	13/06/18	16h20	24/06/18	17h00	03/08/18	15h40	23/08/18	17h25	David GENOUD

- **Fiche de relevés**

Aucune fiche spécifique de relevé est utilisée. Les informations sur la phénologie de la flore, et l'heure sont saisies sur un carnet et directement sur les pots. Les stations font l'objet de photographies systématiques de l'état de la végétation. Une fiche de relevé phytosociologique est réalisée par le CBN lors de la caractérisation des stations par cet organisme.

Les informations relatives à la description des sites sont présentées dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat (MALLARD (2017), cf. § 7.3 page 441).

- **Analyses statistiques**

Les analyses statistiques sont décrites dans le rapport Tome IV du programme les sentinelles du climat (MALLARD (2017), page 441-442).

Les données sont traitées sur la base de l'extraction de la saisie en ligne (plateforme biolovision) des données lors de la phase d'identification à l'automne. Cette extraction est retravaillée depuis un format CSV pour séparer des champs textes commun (station, heure, plante, ssp, sexe) mais aussi saisir une altitude unique moyenne sur chaque station d'échantillonnage. Le choix de la plateforme est lié à son caractère pratique, fiable et à une rapidité d'exécution notable auxquels s'y ajoute une extraction complète. Son défaut principal est le manque de champs adaptés mais l'outil est évolutif et amené donc à évoluer favorablement pour une saisie optimale. L'intérêt également de l'outil est de fournir un jeu de données extrait directement validable au niveau national dans la cadre de la convention MNHN-INPN/Observatoire des abeilles sur la validation des données apiformes au niveau national. Ce jeu de donnée une fois validé est susceptible d'intégrer directement la plateforme nationale INPN (L'injection des données est l'initiative et la responsabilité du MNHN-INPN).

Pour les analyses le logiciel Excel est plus particulièrement utilisé (traitement en tableaux croisés dynamiques), pour ces graphiques. Le Logiciel R vient également compléter Excel pour le travail d'analyses descriptives mais il est peu utilisé eu égard au volume de données disponibles et au peu de temps pour effectuer des analyses entre la période d'identification et de rendu du rapport annuel de synthèse.

Le choix de stations avait été ajusté en 2017 pour un meilleur équilibrage entre classe d'altitude. Une station se trouvant en limite du seuil 1000 m (ASP4 – Peilhou) a été cette année basculée sur la tranche supérieure. Avoir si à l'avenir les données sont traitées dans cette tranche ou ramenée à la tranche inférieure (station entre 994 et 1018 m). Les stations basses dominent notamment parce que les altitudes maximales atteintes sont faibles au Pays basque (LIN et INRA) ou encore en vallée d'Aspe (ASP) (Fig. 359).

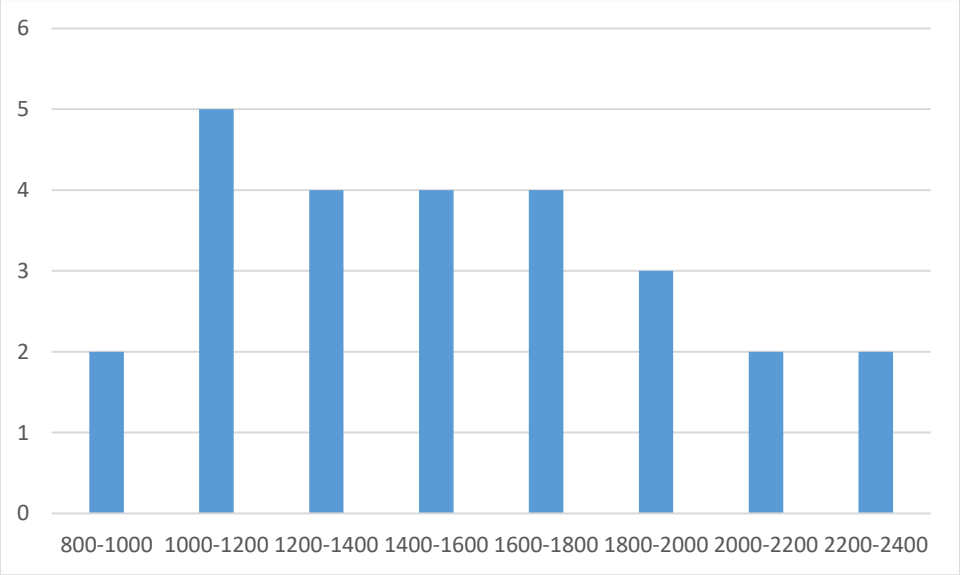


Fig. 359. Nombre de stations en fonction des classes d'altitude.

8.4.2 Résultats exploratoires

En 2018, 932 apiformes (abeilles sauvages) ont été contactés dont 870 bourdons. 73 bourdons sont des bourdons non identifiés c'est-à-dire non capturés. Ce sont donc 787 bourdons qui ont été collectés et identifiés à l'espèce et 62 autres apiformes (Tab. CLXXVII).

Le nombre moyen de passage est de 4 par site même si certains sites n'ont été visités que deux fois cette année (cf. § Méthode de relevés et détermination des espèces).

Le taux d'échec de capture en 2018 s'élève 8,44 % (10,44% en 2017).

Il est important de souligner que le rythme de détermination des bourdons en phase laboratoire à l'automne est d'environ 130 spécimens par jour.

Tab. CLXXVI. Synthèse des captures 2017-2018.

Année	Apiformes	Bourdons	Bourdons indéterminés	Taux de capture	Diversité (S)
2017	711	566	66	10,44	27
2018	932	870	73	8,44	26
Diversité cumulée 2017-2108					28

Les bourdons indéterminés sont exclus de l'analyse car ils peuvent appartenir à diverses espèces ou groupes d'espèces.

Au total 26 espèces ont été collectées en 2018 c'est une de moins qu'en 2017 mais il faut nuancer ce simple nombre. *Bombus norvegicus, Bombus sylvarum* et *Bombus vestalis* capturés en 2017 n'ont pas été capturés en 2018 alors que *Bombus subterraneus*, espèces rarissime dans les Pyrénées a été contactée. *Bombus hypnorum* non contacté en 2017 a été contacté cette année (présent en 2016).

Dans les sites, le nombre d'individus varie de 3 (MAN3) à 59 (ASP3) et de 1 espèce (MAN3) à 12 espèces (MAN1) (Tab. CLXXVII).

Tab. CLXXVII. Cumul des individus et espèces en fonction des sites en 2018

Nom du site : Nom court, Nb_D. nombre de dates d'observations, N_ind : abondance ou nombre d'individus, S : richesse ou nombre d'espèces.

Nom des sites	Nb_D.	N_ind	S
ANG1	3	49	8
ANG2	3	35	7
ANG3	3	21	7
ANG4	3	44	8
ANG5	3	20	9
ASP1	4	53	12
ASP2	4	36	8
ASP3	4	59	8
ASP4	3	51	9
IRA1	4	21	6
IRA2	4	15	4
IRA3	4	16	6
IRA4	4	12	5
IRA5	4	15	4
IRA6	4	10	7
LIN1	4	16	6

Nom des sites	Nb_D.	N_ind	S
LIN2	4	19	7
LIN3	4	18	9
MAN1	2	41	10
MAN2	2	29	8
MAN3	2	3	1
MAN4	2	11	3
OSS1	4	40	10
OSS2	3	19	6
OSS3	3	6	4
OSS4	3	41	10
OSS5	4	52	11
OSS6	4	35	6

Les r^2 relatifs à l'influence du nombre de passage sur la diversité et l'abondance sont non significatifs (respectivement 0,03 et 0,005).

- **Indice d'abondance**

Les présences et abondances annuelles sont regroupés dans le Tab. CLXXVIII. Les valeurs 2016 sont à prendre avec beaucoup de recul et sont indiquées à titre anecdotique : le nombre de passage étant très hétérogène (1 à 4) selon les sites, les stations étant plus nombreuses (42) et certaines très différentes (surreprésentation du massif d'Iraty p. ex.).

Tab. CLXXVIII. Diversité des espèces, présence et abondance par années.

Espèces	Présence/ Abondance 2016	Présence/ Abondance 2017	Présence/ Abondance 2018
Bombus (Alpigenobombus) wurfleini	21	16	31
Bombus (Ashtonipsithyrus) bohemicus	3	3	40
Bombus (Ashtonipsithyrus) vestalis	1	2	_
Bombus (Bombus) lucorum	38	66	71
Bombus (Bombus) magnus	31	63	16
Bombus (Bombus) terrestris	3	16	6
Bombus (Fernaldaepsithyrus) flavidus	_	3	2
Bombus (Fernaldaepsithyrus) norvegicus	_	1	_
Bombus (Fernaldaepsithyrus) quadricolor	3	8	17
Bombus (Fernaldaepsithyrus) sylvestris	22	8	20
Bombus (Kallobombus) soroeensis	39	78	126
Bombus (Megabombus) hortorum	60	24	62
Bombus (Melanobombus) lapidarius	5	14	5
Bombus (Melanobombus) sicheli	30	17	27
Bombus (Metapsithyrus) campestris	4	9	5
Bombus (Mucidobombus) mucidus	6	5	6
Bombus (Psithyrus) rupestris	6	7	11
Bombus (Pyrobombus) hypnorum	3	_	3
Bombus (Pyrobombus) jonellus	12	23	15
Bombus (Pyrobombus) monticola	7	8	8
Bombus (Pyrobombus) pratorum	7	2	7
Bombus (Pyrobombus) pyrenaeus	3	3	10
Bombus (Rhodobombus) mesomelas	80	37	113
Bombus (Subterraneobombus) subterraneus	_	_	1
Bombus (Thoracobombus) humilis	18	31	70
Bombus (Thoracobombus) muscorum	_	4	1
Bombus (Thoracobombus) pascuorum	38	62	42

Espèces	Présence/ Abondance 2016	Présence/ Abondance 2017	Présence/ Abondance 2018
Bombus (Thoracobombus) sylvarum	_	1	_
Bombus (Thoracobombus) ruderarius	25	55	31
Diversité spécifique (S)	24	27	26
Diversité cumulée 2016 – 2018	24	28	29

- **Indice de richesse spécifique**

Le nombre total d'espèces observées en 2018 est donc de 26. Il convient de se référer au Tab. CLXXVIII pour toutes les valeurs de richesse et abondance des différentes années de suivi.

La richesse varie de 12 espèces au premier passage à 24 espèces au passage 4 (Tab. CLXXIX). L'abondance varie de 34 individus au passage 1 à 494 individus au passage 4 (Fig. 360).

Tab. CLXXIX. Diversité et abondance par passages.

	Passage 1	Passage 2	Passage 3	Passage 4
Diversité	12	18	19	23
Diversité cumulée	12	21	25	26
Abondance	36	83	247	494

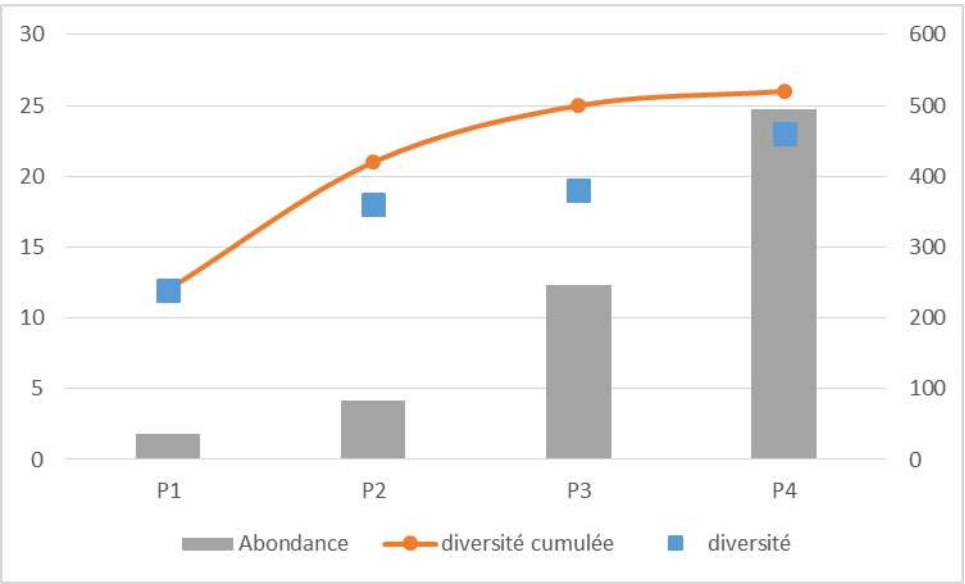


Fig. 360. Abondance et diversité par passages et diversité cumulée pour l'année 2018.

Pour rappel, ci-dessous la même figure est présentée pour l'année 2017 (Fig. 361).

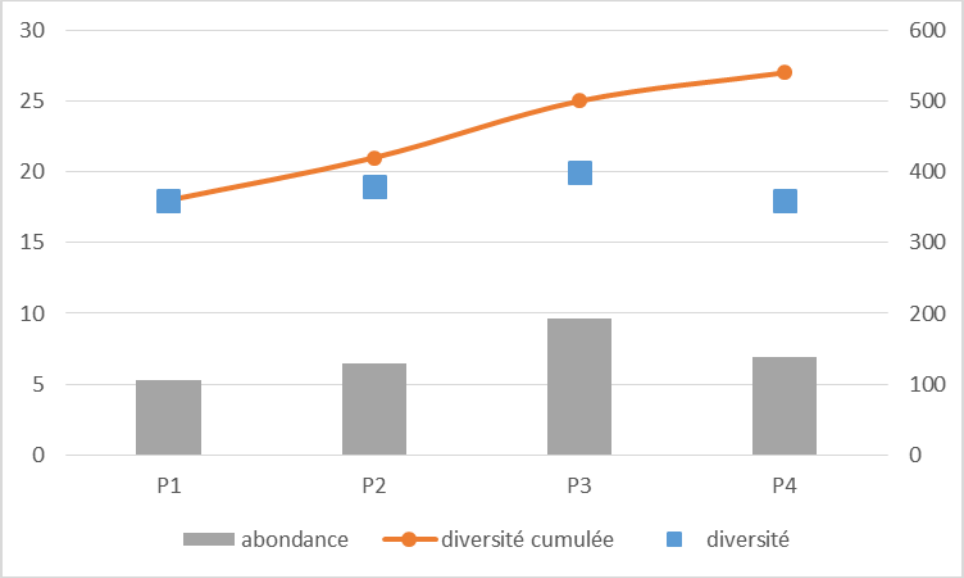


Fig. 361. Abondance et diversité par passages et diversité cumulée pour l'année 2017.

La diversité par stations en 2017 et en 2018 est présentée en Tab. CLXXX. On note une progression de la diversité moyenne (7,11 en 2018 contre 6,43 en 2017). D'une année sur l'autre la diversité peut passer du simple au double et vice versa. En 2017 elle variait de 1 à 12 selon les stations. Il en est de même cette année. EN 2017 et 2018 ce sont les deux mêmes stations qui possèdent ces valeurs extrêmes (MAN3 et ASP1). L'évolution interannuelle varie de +/– 1 espèce à +/– 5 espèces. Parmi les évolutions extrêmes ANG 4, MAN1 et OSS5 ont une progression de 4 espèces. OSS3 perd 5 espèces et IRA 5 4 espèces (Tab. CLXXX).

Tab. CLXXX. Diversité par site et par année

Nom des sites	2017	2018
ANG1	6	8
ANG2	6	7
ANG3	9	7
ANG4	4	8
ANG5	6	9
ASP1	12	12
ASP2	8	8
ASP3	7	8
ASP4	7	9
IRA1	7	6
IRA2	5	4
IRA3	3	6
IRA4	5	5
IRA5	8	4
IRA6	6	7
LIN1	4	6
LIN2	8	7
LIN3	7	9
MAN1	6	10
MAN2	6	8
MAN3	1	1

Nom des sites	2017	2018
MAN4	6	3
OSS1	9	10
OSS2	3	6
OSS3	9	4
OSS4	7	10
OSS5	7	11
OSS6	8	6
Diversité moyenne	6,43	7,11

L'évolution de la diversité spécifique par sites (diversité cumulée) sera étudiée ultérieurement. Elle nécessite une importante reprise de la base de données 2017 dont le gabarit est non compatible avec une analyse plus fine.

Le lien entre diversité stationnelle et altitude n'est pas significative avec l'ensemble des modèles de régression testés.

- **Fréquence des espèces**

Les deux années ont été traitées. Quelques espèces sont peu fréquentes (1 seule station et/ou non observées tous les ans). Ce sont des espèces marginales dans l'aire d'étude (*Bombus vestalis, Bombus sylvarum, Bombus subterraneus*, *Bombus campestris*) ou qui fréquentent des habitats assez forestiers (*Bombus pratorum, Bombus hypnorum)* soit elles sont rares parce que ce sont des espèces peu présentes ou peu abondantes (*Bombus campestris*, *Bombus norvegicus, Bombus flavidus, Bombus quadricolor*). Certaines espèces sont moins fréquentes car elles affectionnent des habitats particuliers, bien ciblés dans le cadre de l'échantillonnage, mais qui ne concernent que quelques stations (*Bombus jonellus*) et dans une moindre mesure *Bombus magnus, Bombus muscorum*. Ce sont des espèces landicoles souvent associées à des espèces montanes plastiques (*Bombus ruderarius, Bombus soroeensis*) ou des espèces planitiaires ou collinéennes à optimum montane (*Bombus lucorum, Bombus humilis*). Le cas de *Bombus muscorum* est particulier. C'est une espèce des zones humides avec un optimum thermo-atlantique en France (littoral atlantique et méditerranéen). En très forte régression en plaine (destruction des zones humides, drainage des landes, asséchement, remontées salines et sécheresse en zone méditerranéenne). Il se trouve en montagne en limite d'altitude (1300 m en Espagne et dans les Pyrénéens). C'est une des espèces les plus menacées de la liste des espèces observées. Elle n'est détectée que sur des stations basques (Lande de Burdincurutcheta et Tourbière de Sourzay) en effectif quasi confidentiel (Tab. CLXXXI).

Tab. CLXXXI. Fréquence des espèces

Espèces	Fréquence (nbre de stations) 2017	Fréquence (nbre de stations) 2018	Fréquence moyenne	Nbre total de stations 2016 – 2017 (./27 stations)
Bombus (Alpigenobombus) wurfleini	7	13	10	15
Bombus (Ashtonipsithyrus) bohemicus	3	8	5,5	8
Bombus (Ashtonipsithyrus) vestalis	1	_	0,5	1
Bombus (Bombus) lucorum	23	19	21	26
Bombus (Bombus) magnus	8	5	6,5	8
Bombus (Bombus) terrestris	9	4	6,5	11
Bombus (Fernaldaepsithyrus) flavidus	2	1	1,5	3
Bombus (Fernaldaepsithyrus) norvegicus	1	_	0,5	1
Bombus (Fernaldaepsithyrus) quadricolor	3	5	4	5

Espèces	Fréquence (nbre de stations) 2017	Fréquence (nbre de stations) 2018	Fréquence moyenne	Nbre total de stations 2016 – 2017 (./27 stations)
Bombus (Fernaldaepsithyrus) sylvestris	5	8	6,5	11
Bombus (Kallobombus) soroeensis	19	19	19	24
Bombus (Megabombus) hortorum	5	14	9,5	15
Bombus (Melanobombus) lapidarius	7	3	5	9
Bombus (Melanobombus) sicheli	10	9	9,5	14
Bombus (Metapsithyrus) campestris	2	3	2,5	4
Bombus (Mucidobombus) mucidus	4	4	4	6
Bombus (Psithyrus) rupestris	6	5	5,5	8
Bombus (Pyrobombus) hypnorum		2	1	2
Bombus (Pyrobombus) jonellus	4	4	4	5
Bombus (Pyrobombus) monticola	4	5	4,5	7
Bombus (Pyrobombus) pratorum	2	4	3	7
Bombus (Pyrobombus) pyrenaeus	2	4	3	4
Bombus (Rhodobombus) mesomelas	13	14	13,5	17
Bombus (Subterraneobombus) subterraneus		1	0,5	1
Bombus (Thoracobombus) humilis	8	11	9,5	11
Bombus (Thoracobombus) muscorum	1	1	1	2
Bombus (Thoracobombus) pascuorum	16	11	13,5	16
Bombus (Thoracobombus) sylvarum	1	_	0,5	1
Bombus (Thoracobombus) ruderarius	14	16	15	19

Le Tab. CLXXXII présente le gradient d'altitudinale relevé pour chaque espèce. Le chiffre indique l'abondance par tranche d'altitude). Les couleurs par tranches d'altitudes correspondent à des classes d'abondance. Un code couleur positionne chaque espèce avec d'autres espèces dans un type biologique. Ce tableau est à la fois une synthèse des données cumulées et un indicateur de l'évolution des abondances en fonction de l'altitude et de la remontée altitudinale des espèces. Pour autant, il ne doit pas être interprété sans un peu de nuance. En effet, sur ces deux seules années de suivi, il montre une très grande concordance entre les gradients altitudinaux connus (BDD nationale, Bibliographie (ISERBYT, 2009) et observés en 2017–2018 avec quelques différences que nous tenterons de discuter, en introduisant notamment les problématiques de :

- phénologie saisonnière des espèces de bourdons,
- de phénologie des plantes,
- de situation climatique annuelle ou saisonnière,
- mais aussi la notion de « Hill–topping », à prendre en compte dans l'analyse et qui n'a pas encore été traitée (traitement différenciée des données « mâles » à partir de la saison de dispersion,
- et enfin la notion de sensibilité climatique des espèces.

Tab. CLXXXII. Fréquence des espèces.

2017 – 2018	800 - 1000	1000 - 1200	1200 - 1400	1400 - 1600	1600 - 1800	1800 - 2000	2000 - 2200	2200 - 2400	Profil altitudinal (bibliographie et donnés personnelles)
Bombus (Alpigenobombus) wurfleini		1	17	5	15	8	4	2	apparait vers 1300 m. voire très localement plus bas (1000 m.)
Bombus (Ashtonipsithyrus) bohemicus		9	2	4	18	2	2	6	Au-dessus de 1200 m.
Bombus (Ashtonipsithyrus) vestalis					2				disparait vers 1300 m.
Bombus (Bombus) lucorum	8	33	29	23	15	11	6	10	devient plus sporadique vers 1600 m.
Bombus (Bombus) magnus	12	35	20	9		3			limite vers 1800 m.
Bombus (Bombus) terrestris	1	7	4	3	5	2			devient sporadique à partir de 1300 - 1600 m.
Bombus (Fernaldaepsithyrus) flavidus					2		1	2	apparait au-dessus de 1300 m.
Bombus (Fernaldaepsithyrus) norvegicus					1				apparait au-dessus de 1200 m. (dans les Pyrénées)
Bombus (Fernaldaepsithyrus) quadricolor		5			19			1	apparait à 1200 m.
Bombus (Fernaldaepsithyrus) sylvestris	9	9	3	4	2		1		jusqu'à 1800 m.
Bombus (Kallobombus) soroeensis	2	22	58	36	32	18	24	12	apparait vers 900 m. (cité dès 520 m.)
Bombus (Megabombus) hortorum	6	17	56	3	4				disparait vers 1600 m. mais jusqu'à 1800 m.
Bombus (Melanobombus) lapidarius		4	4	1	9			1	devient plus anecdotique au-dessus de 1200 m. mais jusqu'à 2200 m. dans les Pyrénées
Bombus (Melanobombus) sicheli		1	3	3	7	5	14	11	apparait vers 1200 m.
Bombus (Metapsithyrus) campestris	1	10	2			1			disparait vers 1300 m.
Bombus (Mucidobombus) mucidus			1	1	6	1		2	apparait vers 1300 m.
Bombus (Psithyrus) rupestris		1	1		3	6	1	6	montagnard dans la moitié sud de la France au-dessus de 1000 m.
Bombus (Pyrobombus) hypnorum		3							Jusqu'à 1600 m . ?
Bombus (Pyrobombus) jonellus		24	14						apparait à 900-1000 m.
Bombus (Pyrobombus) monticola				2	2	1	6	5	apparait à 1600 m.
Bombus (Pyrobombus) pratorum	2	1	1		5				disparait à 1600 m. sporadique au-delà
Bombus (Pyrobombus) pyrenaeus							7	6	apparait à 1600 m.
Bombus (Rhodobombus) mesomelas			25	10	60	20	9	26	apparait à 1300 m. dans les Pyrénées (900-1000 m. dans le Jura)
Bombus (Subterraneobombus) subterraneus								1	potentiel dès 400-500 m. optimum actuel 900 - 1700
Bombus (Thoracobombus) humilis		17	33	33	16	2			disparait au-delà de 1800 m. (sporadique au-delà)
Bombus (Thoracobombus) muscorum		5							disparait au-delà de 1300 m.
Bombus (Thoracobombus) pascuorum	21	35	30	11	7				disparait au-delà de 1500-1600 m. (rare à partir de 1300 m.)
Bombus (Thoracobombus) ruderarius		4	53	13	43	11		3	sans doute jusqu'à 2000 m. et au-delà
Bombus (Thoracobombus) sylvarum		1							disparait au-delà de 1500 m.

classe d'abondance
1 - 2
3 - 5
6 - 13
14 - 27
> 27

Légende couleur bourdons	
	Espèces planitaires à montagnardes pas ou peu au-delà de 1300 m.
	Espèces planitiaires à montagnardes au-delà de 1300 et jusqu'à 1800 m.
	Espèces planitiaires à montagnarde au-delà de 2000 m. (ssp. montagnarde)
	Espèces montagnardes -alpines (montane)
	Espèces alpines ou boréo-alpines

- Homogénéité entre les réplicas d'échantillonnage

L'homogénéité des réplicas et liée à la méthode d'échantillonnage effectuée par un seul opérateur. Une disparité peut apparaitre avec la pente ou certaines structures végétales (rhododendron plus particulièrement) avec des taux d'échecs de capture plus importants.

Au-delà de cet aspect, l'homogénéité stationnelle, floristique, horaire, faunistique n'est pas recherchée bien au contraire. L'objectif est clairement de cibler un maximum de diversité en optimisant le nombre de captures sur des fleurs attractives (patchs ou isolés).

- Homogénéité entre les sites et entre les points d'échantillonnage

C'est une thématique à approfondir. Les indices de Pedersen ou de Jaccard n'ont pas été testés mais sont à réaliser afin d'évaluer la pertinence de leur usage. Pour les avoir testés sur d'autres études sur les apiformes avec des communautés plus diversifiés et aux abondances plus importantes et hétérogènes les regroupements observés sont surtout d'ordre micro-géographiques (GENOUD, 2018), c'est à dire une forte similarité entre stations proches en plaine. Le rapprochement de ces indices avec les gradients altitudinaux est particulièrement à tester. Reste à savoir s'il faut privilégier une analyse annuelle ou une analyse cumulative (pluri-annuelle).

- Influence des variables environnementales

Les relevés floristiques et habitationnels sont encore en cours de réalisation (2018-2019-2020). Le relevé systématique de la flore attractive a été réalisée mais il n'est pas encore mis en forme et opérationnel pour une analyse de leur influence sur la communauté de bourdon en place sur chaque station. De même, l'analyse des données sur relation plante/butineur n'a pas débuté (mise en forme de la base de données 2017 à réajuster).

L'approche climatique n'a pas été abordée. L'évolution climatique à l'échelle du massif au cours de la période de vol des différentes espèces est une approche importante à analyser. En 2019, l'intégration des variables environnementales et le traitement des données devrait prendre plus d'ampleur.

8.4.3 Discussion

- **Validation des sites de suivis des sentinelles du climat**

Sur cette thématique, 28 stations semblent être un nombre minimal (fourchette basse) requis tant d'un point de vue de l'analyse statistique générale que de la couverture pour une analyse différenciée des différentes stations (altitudinal, massif, et gradient de massif (vallée)) ou une analyse à l'échelle de l'espèce. Malgré la faible diversité rencontrée sur le site ASP3 (1 seule espèce) le site doit être suivi dans une logique de gradient altitudinal sur ce secteur mais aussi parce que cet habitat particulier (sol maigre calcaire régulièrement soumis à écobuage avec formations végétales homogènes et zones de sol en pente et exposition thermophile) peut évoluer dans le temps et accueillir de nouvelles espèces. Il a tout son intérêt pour voir l'évolution de la végétation avec le changement climatique et l'évolution du cortège associé de bourdon.

- **Etat de référence des sites de suivis**

Il est difficile de se prononcer sur un état de référence des stations. A priori sur l'approche richesse spécifique il y aura peu ou pas d'évolution significative car à l'échelle de la station il parait difficile d'accueillir plus de 10–12 espèces de bourdons. Même si on ne possède pas de référence bibliographique relative à un nombre moyen d'espèces par station dans les Pyrénées, nos deux premières années de suivi n'indiquent jamais plus de 10 espèces par sites sur la saison (Genoud *in* Mallard (2016), Genoud *in* Mallard (2017)). Ponctuellement une nouvelle espèce peu fréquente ou rare peut être détectée de ci de là, dans un contexte de « hill-toping » ou d'année très favorable à la dynamique d'une espèce.

Bon nombre de stations ont sans doute atteint leur diversité maximale ou en sont proches (+ 1 ou + 2 espèces attendues). Nous avons volontairement évité de présenter des modèles de calcul théorique de la diversité maximale les considérant comme non adaptés à un genre à la diversité totale restreinte et qui ne dépasse pas les 28 espèces cumulées sur 3 années d'échantillonnage à l'échelle de plusieurs centaines de milliers d'hectares. Sur les stations qui présentent un doublement de leur diversité en 2018 les seuils théoriques indiqués (+ de 20 espèces) sont nettement supérieurs aux potentialités réels de diversité stationnelle dans les Pyrénées (ISERBYT, 2009).

Toutefois, la poursuite du suivi à n+1, n+2, n+3 est fondamentale pour appréhender les dynamiques des espèces, leurs variations interannuelles d'abondances et les réponses spécifiques aux variations climatiques annuelles. Il est observé que sur deux années les abondances peuvent être divisées (÷ 4 pour *Bombus magnus)* ou multipliées par 2, 3 voir davantage (x 13 en 2018 pour *Bombus bohemicus*) pour certains bourdons parasites qui ont une réponse dynamique liée à l'abondance d'émergence de l'année (RASMONT, 1988 ; MICHENER, 2007) antérieure et à l'abondance/la survie de leurs hôtes au printemps.

Cette approche de la mesure et de l'analyse des abondances sur un pas de temps de 5–6 ans est importante car l'abondance moyenne sur 5 ans (abondance lissée) est sans aucun doute un très bon indicateur de la dynamique des espèces notamment couplée à d'autres variables (gradient altitudinal, température, évolution floristique).

En conclusion, deux années permettent d'avoir un état proche de la référence pour la diversité. Mais cette approche doit encore être renforcée et est largement insuffisante pour la mesure des abondances des populations.

Enfin, il faut prendre en compte les facteurs climatiques saisonniers qui perturbent considérablement les dynamiques de populations. Ces perturbations sont variables selon :

- Les espèces et leurs cycles d'émergence (précoce, printanier, estivale, monovoltinisme, bivoltinisme),
- Leurs stratégies nutritives (pocket-makers ou pollen-storers ou choix trophiques sélectifs),
- Les perturbations climatiques, leur type, leur période, leur durée, etc.,
- Le niveau d'enneigement au printemps en fonction de l'altitude (influence sur l'émergence, sur la floraison, etc.).

On voit que nous sommes loin d'un schéma fonctionnel et d'un modèle dynamique simple et généralisable à l'ensemble des bourdons.

Ainsi, en 2016, toute la période a été plutôt ensoleillée et chaude ou a minima douce, sans perturbations considérables. Le niveau d'enneigement était important à 2000 avec encore 30 cm début juin (5 juin). L'été est marqué en août par deux fortes périodes de chaleur (28-30° à 1500 m en vallée d'Ossau). Il n'y a pas d'état de référence sur le niveau de précocité de la végétation et pas de recul sur l'état phénologique et les abondances des bourdons.

Le printemps 2017 se caractérise par une météorologie favorable, l'absence de neige assez tôt dans la saison (plus de neige à 2100 m au 5 juin) hormis dans des combes ombragées. Par contre, le mois d'août est marqué par en période pluvieuse et froide. La végétation est 1 semaine à 15 jours plus en avance qu'en 2016. Les bourdons semblent peu abondants ou en abondance normale et peu précoces sur le cœur du massif, plus abondants au Pays Basque.

L'année 2018 est marquée par une forte abondance de la neige (encore 10 cm à 1800 m en Adret le 13 juin et 30 cm à 2100 m le 25 juin). A cette altitude seuls les adrets sont dégagés. L'ensemble du printemps est frais, instable et pluvieux. Des crues record sont enregistrées en vallée d'Aspe et d'Ossau le 12 juin. Il faut attendre le 15 juin pour avoir les premières plages de beau temps un peu chaud en montagne. L'été devient chaud et sec avec une période plus fraiche vers le 23-24 août. La végétation est très en retard (15 jours – 3 semaines) jusqu'en juillet. Les floraisons de la Myrtille, du Raisin d'ours et du Rhododendron sont très tardives et peu abondantes. La dynamique végétale devient explosive avec une période de croissance et de floraison très courte dans un contexte estivale très chaud, sec. La sécheresse s'installe rapidement et au 20-25 août de nombreuses espèces ont fini leur floraison. En juin, les bourdons présentent un important retard à l'émergence en montagne. Au Pays basque les abondances sont très faibles. Nombreuses espèces sont indétectables sur les premiers passages (juin) notamment les espèces précoces ou d'émergences en mai (espèces landicoles comme *Bombus magnus*). Les bourdons sont abondants et diversifiés (castes ouvrières et mâles) en août alors que la végétation a rattrapé son retard voire, pour les espèces tardives, s'est peu développée ou fleurie peu (*Carduus defloratus, Cirsium eriophorum, Eryngium bourgati*).

Une espèce précoce a optimum montane comme *Bombus lucorum* semble avoir été peu perturbée dans sa dynamique. Elle a même eu une phénologie a priori « normale voire précoce » (nombreux mâles émergents présents en août) au moins au Pays basque et sur les basses altitudes (< 1300 m) du massif ce qui se traduit quand même par une baisse du nombre de stations de présence (cœur de massif, haute altitude).

Bombus terrestris espèce planitiaire et dans une moindre mesure *Bombus pascuorum*, dont la période d'émergence est assez similaire à *Bombus lucorum*, sont sous représentés en terme d'effectif (baisse d'un tiers des abondances), de nombre de station (- 5 stations). Les conditions printanières ont

clairement été défavorables à ces espèces « colonisatrices » vers les moyennes altitudes de montagne (< 1600 m). Un de hill-toping est observé chez les mâles à l'automne et chez des femelles émergentes de *Bombus terrestris* sur les stations les plus proches des zones collinéennes (MAN4).

Bombus magnus, Bombus jonellus, espèces landicoles à émergence plus tardive (mai) voient leur nombre de stations baissé (-1 pour *B. jonellus*, - 3 pour *B. magnus*). Les abondances annuelles sont divisées d'un tiers pour *B. jonellus* et par 4 pour *B. magnus*). Ces espèces sont très impactées par les conditions météorologiques très défavorables en mai et jusqu'à mi-juin (pluie, temps maussade, retard de la végétation, faible abondance des fleurs).

A l'inverse toutes les espèces alpines, boréo-alpines ou strictement montagnardes ont été peu perturbées. Leurs émergences tardives calées (fin mai – mi-juin) sur la dynamique de la végétation en altitude (accumulation degré-jour) les ont sans doute préservées. Leurs abondances sont stables ou en progression, leurs fréquences stationnelles également. Par contre l'explosivité de la floraison (saison de floraison très courte) et sans doute la faible abondance de la ressource en fin de période d'élevage des futurs mâles et femelles peuvent impacter les populations reproductrices de la saison 2019.

La répartition différente des bourdons au cours de la saison, notamment avec la dispersion estivale-automnale des mâles est également à prendre en compte. Il convient de mesurer le caractère anecdotique ou non établi de la présence de certaines espèces sur certaines stations/à certaines altitudes. Ainsi, il apparait clairement que la détection à 1850 m de deux femelles de *Bombus terrestris* (même vol de déplacement) est liée à un phénomène de dispersion/prospection vers des habitats plus favorables qui s'inscrit dans une dynamique colonisatrice. A l'inverse la dispersion de mâles à basse altitude ou haute altitude en août ne caractérise pas forcément une extension d'aire mais plutôt soit une recherche de nourriture soit un hill-topping visant à la reproduction (place de reproduction favorable (=lekk place)) mais qui ne peut être interprétée comme une extension d'aire de l'espèce (présence sporadique) (GOULSON *et al.*, 2011).

Nous pouvons, au final, considérer l'année 2018 comme plus typiques de conditions climatiques montagnardes (printemps frais, perturbé). Conditions difficiles pour des espèces peu adaptées au climat montagnard (*B. pascuorum, B. terrestris*) mais peu perturbantes pour les espèces adaptées à ses conditions. Les espèces landicoles sténoèces à émergence printanière tardive ont, elles, clairement souffert de cette situation.

Un suivi climatique par massif est indispensable pour appréhender les dynamiques de ce cortège. La couverture nuageuse, les précipitations sont des variables importantes à prendre en considération. Au même titre le suivi phénologique de la flore attractive est indispensable.

- **Complément et ajustement de la méthode de suivi**

Il n'y a pas d'ajustement et de complément prévus. La difficulté réside surtout et toujours en la réalisation de l'ensemble des échantillonnages sur l'ensemble des massifs aux différentes périodes en lien avec les contraintes météorologiques, les horaires favorables et les temps et possibilités d'accès.

Augmenter la fréquence d'échantillonnage permettrait sans doute une analyse plus fine de la phénologie des espèces. Notamment parce que avec seulement 4 passages certaines périodes de floraison importantes peuvent être occultées certaines années (*Arctostaphylos, Vaccinum, Rhododendron*). Mais la période d'échantillonnage possible est restreinte (fin mai – mi-septembre) et largement amputée par les périodes (journalières ou hebdomadaires) où les conditions

météorologiques sont défavorables (brume, froid, orages, dépressions pluvieuses, voire enneigement à certaines altitudes). Il parait non réalisable d'augmenter cette fréquence. Actuellement l'ensemble de l'opération nécessite déjà entre 6 et 7 sessions annuelles de 3,5 –4 jours sur le terrain qui mobilisent, avec la préparation du matériel et les trajets aller et retour vers les Pyrénées, la semaine entière. Augmenter la fréquence engendre un surcoût important et sans doute nécessite la présence d'un second opérateur. Un effet opérateur dont on s'affranchit aujourd'hui apparaitra aussi.

- Perspectives de suivis

Il faut renforcer la stabilité temporelle des 4 passages, si possible, devançant un peu le 1er passage, avec les contraintes et exigences de l'enchaînement de suivi des 28 stations (contraintes des conditions météorologiques en altitude oblige). La période d'échantillonnage possible est restreinte (fin mai – fin août (mi–septembre)) et largement amputée par les périodes où les conditions météorologiques sont défavorables (brume, froid, orages, dépressions pluvieuses, voire enneigement à certaines altitudes). Les périodes de brume sont particulièrement perturbantes pour le suivi (pays basque, Aspe) alors que les fortes chaleurs, notamment en pleine journée (11 heures – 16 heures 30) impactent la détection des espèces en août, même à haute altitude, et contraint à des passages tardifs en journée (entre 16 h 30 – 20 h 30 même entre 1600 et 220 m).

D'un point de vue logistique et « timing » le bon déroulement de ce suivi ne tient qu'à un fil. L'équilibre est fragile du fait du nombre de suivi de stations à réaliser, de la dispersion de ces stations en différents secteurs (6) avec des trajets importants (nombreux cols), accès à haute altitude et des contraintes climatiques multiples et changeantes.

D'un point de vue strictement protocolaire le suivi est rôdé avec des résultats qui sont très positifs et encourageants. Ce suivi ne nécessite pas de modification. Le temps d'échantillonnage (20 minutes) peut parfois paraitre long sur le terrain mais il est un bon compromis entre efficacité et mobilisation sur le terrain : 30 minutes seraient trop long augmentant d'autant le temps passé en altitude et de fait les retards et décalages liées aux contraintes de la montagne et du groupe taxonomique.

- Perspectives d'analyses mécanistiques et statistiques

Le champ des possibles reste large mais nécessite encore beaucoup de débroussaillage et de test. Les indices classiques de biodiversité testés restent peu pertinents pour un groupe taxonomique où la diversité comme les abondances détectées par stations sont faibles. Une réflexion plus large doit être entreprise en début d'année 2019 avec des personnes référentes sur l'analyse statistique, pour mettre en place des analyses annuelles en routine.

8.5 Grenouille des Pyrénées (Rana pyrenaica)

Auteur : Matthieu Berroneau

Endémique de l'ouest des Pyrénées, la Grenouille des Pyrénées *Rana pyrenaica* Serra-Cobo 1993 est la seule grenouille strictement torrenticole de France métropolitaine. Durant leur période de croissance, les têtards se réfugient dans les vasques des ruisseaux où ils tentent de résister à la force du courant (BERRONEAU *et al.*, 2015). C'est aussi l'un des amphibiens les plus rares de France. Dans l'état actuel des connaissances, l'espèce ne se reproduit que dans cinq torrents frais et oxygénés du département des Pyrénées-Atlantiques (DUCHATEAU *et al.*, 2012 ; BERRONEAU, 2014b ; BERRONEAU, 2014c).

De par sa biologie et son écologie, la Grenouille des Pyrénées est, comme de nombreux amphibiens (CAREY & ALEXANDER, 2003 ; CORN, 2005), naturellement exposée au changement climatique. C'est d'autant plus vrai chez cette espèce qui présente une répartition réduite et fragmentée et une écologie spécialisée.

Au vu des faibles capacités de déplacement de l'espèce et du faible nombre de torrents colonisés, les différentes populations sont probablement déconnectées et isolées les unes des autres. Un effet durable du changement climatique risque d'entraîner à moyen terme la disparition d'une ou plusieurs populations de Grenouille des Pyrénées.

Les impacts directs ou indirects du changement climatique touchant directement l'espèce sont potentiellement les suivants :

- modification des températures de l'eau et altération du développement larvaire,
- augmentation des fréquences de variations hydriques dites « exceptionnelles » (crues printanières) ayant un impact sur la réussite de la reproduction (BERRONEAU, 2014b ; BERRONEAU *et al.*, 2015),
- baisse des hauteurs de neige et des niveaux d'eau dans les torrents (et donc détérioration des habitats de reproduction),
- facilitation de l'émergence des maladies infectieuses (POUNDS & CRUMP, 1994 ; LAMPO *et al.*, 2006 ; MARTIN *et al.*, 2010),
- modification de la phénologie et des conditions physiologiques des individus (BEEBEE, 2002 ; CORN & MUTHS, 2002 ; READING, 2007 ; YANG & RUDOLF, 2010 ; LOWE, 2012 ; LI *et al.*, 2013).

Depuis 2012, l'association Cistude Nature effectue un suivi de la réussite de la reproduction annuelle de l'espèce, sur l'ensemble des sites français (BERRONEAU, 2014b ; BERRONEAU *et al.*, 2015). Ce suivi permet de répondre à certaines questions liées au changement climatique, et il se poursuit logiquement dans le cadre du programme les sentinelles du climat.

Ces estimations sur la taille des populations seront couplées aux études de modélisation, sur la base des connaissances établies en parallèle sur la niche thermique de l'espèce (cf. §2.2.2).

8.5.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

La Grenouille des Pyrénées présente une répartition extrêmement réduite en Pyrénées-Atlantiques. Le suivi englobe l'ensemble des sites de présence connus de l'espèce (BERRONEAU, 2014b ; BERRONEAU *et al.*, 2015).

- **Description des sites choisis**

La zone d'étude correspond à 5 torrents situés entre 400 et 1000 m d'altitude : trois au Pays basque, respectivement sur les communes d'Esterençuby, de Lecumberry et de Larrau, et deux en vallée d'Aspe (Fig. 362, Tab. CLXXXIII). Pour des questions de vulnérabilité des populations, les localités ne sont pas davantage détaillées. Pour rappel, ces secteurs sont suivis depuis 2012 dans le cadre d'un programme de conservation de la Grenouille des Pyrénées. L'analyse des premiers résultats avait d'ailleurs fait l'objet d'une publication (BERRONEAU *et al.*, 2015).

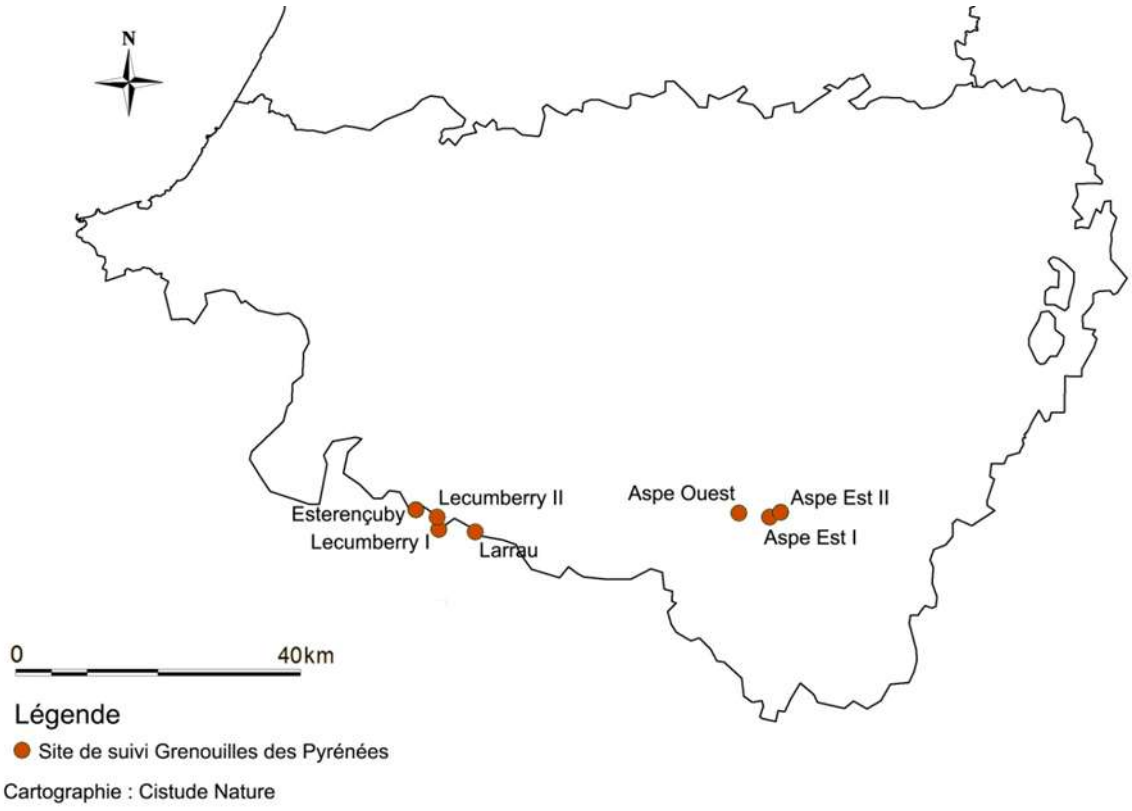


Fig. 362. Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi de la Grenouille des Pyrénées.

Certains secteurs, à la demande du Conseil Scientifique, ont été légèrement étendus, dans le but de confirmer d'éventuelles extensions d'aire de présence (MALLARD, 2017b). 7 sites (5 jusqu'à 2006) sont suivis et décrits dans le tableau suivant (Tab. CLXXXIII).

Tab. CLXXXIII. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre du suivi Grenouille des Pyrénées

Département Commune	Dénomination	Type d'habitat	Longueur du tronçon	Statut	Code statut	Propriétaire Gestionnaire	Structure de suivi et nom de l'observateur
Pyrénées-Atlantiques - Esterençuby	Esterençuby	Torrent de moyenne montagne	900 m	N2000, ZNIEFF2		?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Lecumberry	Lecumberry I	Torrent de moyenne montagne	800 m	N2000, ZNIEFF2		ONF ?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Larrau	Lecumberry II	Torrent de moyenne montagne	1000 m	N2000, ZNIEFF1 & 2		ONF	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Larrau	Larrau	Torrent de moyenne montagne	200 m	N2000, ZNIEFF1 & 2		ONF	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Sarrance	Aspe Ouest	Torrent de moyenne montagne	750 m	N2000, PNP, ZNIEFF2		ONF ?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Sarrance	Aspe Est I	Torrent de moyenne montagne	600 m	N2000, PNP, ZNIEFF1 & 2		ONF ?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Sarrance	Aspe Est II	Torrent de moyenne montagne	600 m	N2000, PNP, ZNIEFF1 & 2		ONF ?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le protocole de suivi est basé sur un comptage répété des têtards de Grenouille des Pyrénées au sein des différents sites, c'est-à-dire sur des tronçons des différents torrents utilisés pour la reproduction de l'espèce. Sur chaque site, des placettes de 5 x 5 m sont réparties aléatoirement. Le nombre de placettes dépend de la longueur du tronçon de torrent concerné par le suivi (Tab. CLXXXIV, Fig. 363). Les différentes placettes sont géoréférencées et photographiées, afin de les délimiter facilement à chaque session de comptage. La Grenouille des Pyrénées étant une espèce dite sensible, les cartes de localisation des placettes sur les sites ne sont pas représentées dans ce rapport.

Tab. CLXXXIV. Caractéristiques des transects étudiés dans le cadre du suivi Grenouille des Pyrénées

Dénomination du site	Longueur (en m)	Altitude (en m)
Esterençuby	900	833-918
Lecumberry I	800	830-857
Lecumberry II	1000	830-842
Larrau	200	1023-1070
Aspe Ouest	750	414-494
Aspe Est I	600	540-650
Aspe Est II	600	580-620



Fig. 363. Emplacements des placettes du site "A0" en vallée d'Aspe.

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

La méthode s'appuie sur le protocole développé dans le programme de conservation de la Grenouille des Pyrénées. Ce programme de trois ans (2012-2014) avait pour objectif de proposer des mesures efficaces pour la conservation de l'espèce. Ce protocole a pour but de caractériser de manière fiable et reproductible les populations de Grenouille des Pyrénées.

Les objectifs du protocole sont les suivants :

- Obtenir des données fiables d'abondance sur les différents sites identifiés,
- Mettre en relation les données d'abondance avec les caractéristiques du site d'accueil,
- Proposer une méthode reproductible dans le temps afin de mettre en place une veille écologique des sites de présence de l'espèce.

Ce protocole propose une méthode de prospection rigoureuse et systématique de sites de présence de la Grenouille des Pyrénées.

La recherche de la Grenouille des Pyrénées est basée sur le contact visuel des têtards. Ces derniers sont très caractéristiques de l'espèce, et sont aisément visibles dans les eaux claires des vasques des torrents (Fig. 364). C'est la méthode la plus aisée et la plus efficace pour conclure sur la présence de l'espèce sur un site.



Fig. 364. Têtards de Grenouille de Pyrénées.

Les torrents sont les uniques milieux de reproduction de la Grenouille des Pyrénées.

D'aval en amont, les têtards sont précisément dénombrés pour chaque placette, ainsi que différents relevés complémentaires (profondeur, débit, présence d'autres espèces, etc.).

Le protocole est une émanation du protocole PopAmphibien (BARRIOZ & MIAUD, 2016), proposé par la Société Herpétologique de France. Il a été adapté aux caractéristiques écologiques et biologiques de l'espèce (adultes rares et peu détectables, têtards peu discrets et aisément identifiables). Une clé de détermination est proposée dans le protocole (BERRONEAU, 2015).

Les têtards de Grenouille des Pyrénées doivent être recherchés en arpentant les berges des ruisseaux favorables. Les adultes et les pontes ne doivent pas être recherchés spécifiquement, mais seront notés en cas d'observation. Dans la mesure du possible, il est préférable de limiter le piétinement au sein même du ruisseau, et de prospecter en remontant d'aval en amont.

Chaque placette doit être parcourue trois fois au cours de la période définie comme favorable. A chaque passage, la placette est prospectée avec attention afin d'y dénombrer précisément les têtards. Les observations sont notées et quantifiées pour chaque placette et chaque passage. D'autres informations sont également relevées (MALLARD, 2017b).

Détermination du têtard de *Rana pyrenaica :*

Très caractéristiques, les têtards de Grenouille des Pyrénées sont noirs pailletés de points blancs ou dorés. La nageoire caudale est largement développée et terminée en pointe (Fig. 365). Ils atteignent jusqu'à 30 mm.

Les risques de confusion sont faibles : les têtards de Crapaud commun sont gris sombre ou noirs (parfois légèrement tachetés de blanc pâle), mais de dimensions réduites (< 25 mm), et avec une nageoire caudale peu développée et arrondie.

Les têtards d'Alyte accoucheur sont gris ou beige, généralement clairs, avec des taches foncées sur la nageoire caudale, et une face ventrale très claire. Ils atteignent parfois des dimensions importantes (> 70 mm).

Dans l'aire de répartition de la Grenouille des Pyrénées, les autres espèces d'Anoures n'utilisent pas les torrents comme sites de reproduction.



Fig. 365. Un têtard de Grenouille de Pyrénées

Le matériel nécessaire pour la prospection est le suivant :

- GPS
- Thermomètre étanche
- Règle blanche graduée
- Appareil photographique
- Plan du site
- Fiches de relevé

• Conditions météorologiques requises

Le comptage des têtards ne nécessite pas de conditions météorologiques particulières. Il faut toutefois éviter les jours de pluie qui brouillent la surface de l'eau et compliquent le comptage, et les jours suivants les épisodes pluvieux importants qui peuvent entraîner une mise en suspension de particules trop importantes, là aussi défavorable à un comptage optimal.

- Nombre de campagne de relevés

Chaque année, les placettes sont prospectées trois fois durant la saison de reproduction de l'espèce (Tab. CLXXXV–Tab. CLXXXVII). L'optimum de détection des têtards court depuis avril pour les secteurs de basse altitude jusqu'à juillet pour les secteurs les plus hauts. L'idéal est donc de réaliser le 1er comptage fin avril / début mai, le 2ème entre mi-mai et début juin, le 3ème entre mi-juin et début juillet.

Les comptages des têtards se sont étalés entre fin avril et fin juin sur l'ensemble des sites. Pour rappel, trois passages sont nécessaires pour l'ensemble des sites.

Tab. CLXXXV. Dates de comptage sur l'ensemble des sites « Grenouille des Pyrénées » en 2018 (MB : Matthieu Berroneau, CC : Claire Caldier).

	Passage 1	Passage 2	Passage 3
Esterençuby	23/052018 MB + CC	04/07/2018 MB + CC	06/08/2018 MB + CC
Lecumberry I	24/05/2018 MB + CC	04/07/2018 MB + CC	06/08/2018 MB + CC
Lecumberry II	04/07/2018 MB + CC	06/08/2018 MB + CC	-
Larrau	23/05/2018 MB + CC	06/08/2018 MB + CC	06/08/2018 MB + CC
Aspe Ouest	02/05/2018 MB + CC	04/06/2018 MB + CC	24/07/2018 MB + CC
Aspe Est I	09/05/2018 MB + CC	01/06/2018 MB + CC	11/07/2018 CC
Aspe Est II	09/05/2018 MB + CC	01/06/2018 MB + CC	13/07/2018 CC

Tab. CLXXXVI. Dates de comptage sur l'ensemble des sites « Grenouille des Pyrénées » en 2018 (MB : Matthieu Berroneau, LG : Lorena Grégoire).

	Passage 1	Passage 2	Passage 3
Esterençuby	15/05/2017 MB + LG	01/06/2017 MB+ LG	15/06/2017 MB+ LG
Lecumberry I	15/05/2017 MB + LG	02/06/2017 MB+ LG	15/06/2017 M/B+ LG
Lecumberry II	02/06/2017 MB+ LG	15/06/2017 MB+ LG	23/06/2017 MB+ LG
Larrau	01/06/2017 MB	15/06/2017 MB	23/06/2017 MB + LG
Aspe Ouest	30/05/2017 MB + LG	22/06/2017 MB + LG	30/06/2017 MB + LG
Aspe Est I	24/04/2017 MB + LG	31/05/2017 LG	07/06/2017 MB + LG
Aspe Est II	24/04/2017 MB + LG	31/05/2017 LG	07/06/2017 MB + LG

Tab. CLXXXVII. Dates de comptage sur l'ensemble des sites « Grenouille des Pyrénées » en 2018 (MB : Matthieu Berroneau, PB : Pauline Barthès).

	Passage 1	Passage 2	Passage 3
Esterençuby	08/06/2016 MB + PB	31/06/2016 MB + PB	01/08/2016 MB + PB
Lecumberry I	09/05/2016 MB + PB	31/06/2016 MB + PB	02/08/2016 MB + PB
Larrau	08/06/2016 MB + PB	30/06/2016 MB + PB	02/08/2016 MB + PB
Aspe Ouest	25/05/2016 MB + PB	14/06/2016 MB + PB	28/07/2016 MB
Aspe Est I	26/05/2016 MB + PB	14/06/2016 MB + PB	28/07/2016 MB

- Fiche de relevés

Deux fiches de renseignements doivent être remplies au total (MALLARD, 2017b):

– La première fiche « Données de présence & Covariables d'échantillonnage » renseigne, pour chaque placette et chaque passage, les dénombrements concernant l'espèce ainsi que les variables qui diffèrent entre chaque passage (température, hauteur d'eau, etc.).

– La deuxième fiche « Description de la placette » permet un descriptif précis de chaque placette. Ces variables sont fixes durant les différents passages (ex. : altitude).

Les variables d'échantillonnage relevées sont les suivantes :

1– Météo

- T° 7 jours précédents : somme de la T° (°C) max des 7 jours précédents le jour de relevé (cf www.meteo64.org –> Tableau horaire –> Pau)
  - https://public.meteofrance.com/public/donnees_gratuites?DONNEES_GRATUITES_PORTLET.path=donneesgratuitesbcm
- T° eau : au fond de la vasque la plus profonde.
- Nébulosité : la couverture nuageuse doit être indiquée selon 5 coefficients ($1 \leq 20\%$; $20\% < 2 \leq 40\%$; $40\% < 3 \leq 60\%$; $60\% < 4 \leq 80\%$; $5 > 80\%$).
- Pluvio. : non / crachin / pluie faible / pluie soutenue / déluge
- Pluviométrie 7 jours précédents : somme des mm tombés durant les 7 derniers jours
  - https://public.meteofrance.com/public/donnees_gratuites?DONNEES_GRATUITES_PORTLET.path=donneesgratuitesbcm
- Profondeur max. : en cm
- Turbidité max. : plonger à la verticale un disque blanc de 10 cm de diamètre au bout d'un manche droit et mesurer la distance à laquelle le disque n'est plus visible. Noter "> à xx cm" en cas de profondeur insuffisante ou de turbidité trop faible.
- Débit : calculer la vitesse du cours d'eau avec un petit élément flottant (type balle de ping–pong) sur une section donnée. Etablir une moyenne (en m/s) sur 3 passages. Puis estimer la surface moyenne (largeur x profondeur) de la section traversée.
- Le débit Q suit la formule suivante : Q (m3/s) = V(m^2/s) x S (m^2).

2– Contact Grenouille des Pyrénées

- Nombre de têtards : dénombrer précisément le nombre de têtards, sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de groupes : estimer le nombre de vasques distinctes avec nombre de têtards de Grenouille des Pyrénées ≥ 2.
- Nombre d'adultes : nombre d'adultes observés sans recherche spécifique.
- Nombre de pontes : Nombre de pontes observées sans recherche spécifique.

3– Contact autres faunes

- Nombre adultes de *Lissotriton helveticus* : dénombrer précisément le nombre d'adultes de Triton palmé, visibles sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre adultes de *Calotriton asper* : dénombrer précisément le nombre d'adultes de Calotriton des Pyrénées, visibles sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de larves de *Calotriton asper* : dénombrer précisément le nombre de larves de Calotriton des Pyrénées (attention à la confusion avec les larves de *Salamandra salamandra*), sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de larves de *Salamandra salamandra* : dénombrer précisément le nombre de larves de Calotriton des Pyrénées (attention à la confusion avec les larves de *Calotriton asper*), sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de têtards de *Alytes obstetricans* : dénombrer précisément le nombre de têtards d'Alyte accoucheur, sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de têtards de *Bufo bufo* : dénombrer précisément le nombre de têtards de Crapaud commun, sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de *Pacifastacus leniusculus* : dénombrer précisément le nombre d'Ecrevisse signal, sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de *Salmo trutta* : noter l'observation de truites.
- Nombre de *Natrix maura* : noter l'observation de Couleuvre vipérine.

4– Description de la placette

41– Description générale

- Altitude : cf. GPS
- Largeurs, dénivelé : estimations au décamètre
- Exposition : notée S / SE / E / NE / N / NW / W / SW
- Nombre de vasques : nombre de vasques d'un diamètre supérieur à 40 cm.
- Substrat : Argile / Limon / Sable / Sable grossier – gravier – galets / Roche nue Calcaire – Karst / Roche nue Granite
- Distance source : à estimer sous SIG via Scan 25
- Présence connue de *P. leniusculus* dans le ruisseau : observation de l'espèce dans le cours d'eau (même hors tronçon).
- Hiver précédent : Caractérisation de la saison hivernale précédent la session : moyenne, minimale, maximale des températures entre le 1er novembre et le 1er mars
- Total de la pluviométrie entre le 1er novembre et le 1er mars
  - https://public.meteofrance.com/public/donnees_gratuites?DONNEES_GRATUITES_PORTLET.path=donneesgratuitesbcm

42– Description du paysage

- Paysage : cocher le type de paysage dominant correspondant
- Présence d'élevage bovin / ovin en amont : non / pâturage occasionnel / parcage

43 – Description de la végétation

- Strates de végétation : pourcentage de chaque strate visible sur la longueur du tronçon depuis le centre du ruisseau

• Analyses et statistiques

Les données seront analysées par modèle N-mélange, à l'aide du logiciel R et du package unmarked. Cette méthode, sur la base d'un échantillonnage répété dans le temps (nombre de passages) et dans l'espace (nombre de placettes), propose une estimation du nombre de têtards par site, en fournissant une abondance estimée et une probabilité de détection. Le détail des analyses est rapporté dans Berroneau *et al*. (2015).

8.5.2 Résultats exploratoires

Depuis 2012, un indice d'abondance des têtards et son écart-type associé sont calculés pour chaque saison de reproduction. Celui-ci est alors comparable d'année en année pour chaque site. La Fig. 366 restitue ces estimations, par année et par site.

A noter : les sites « Lecumberry II » et le site « Aspe Est II » ne sont suivis que depuis 2017. Comme en 2017, aucune reproduction n'a été observée sur le site Lecumberry II (MALLARD, 2017b).

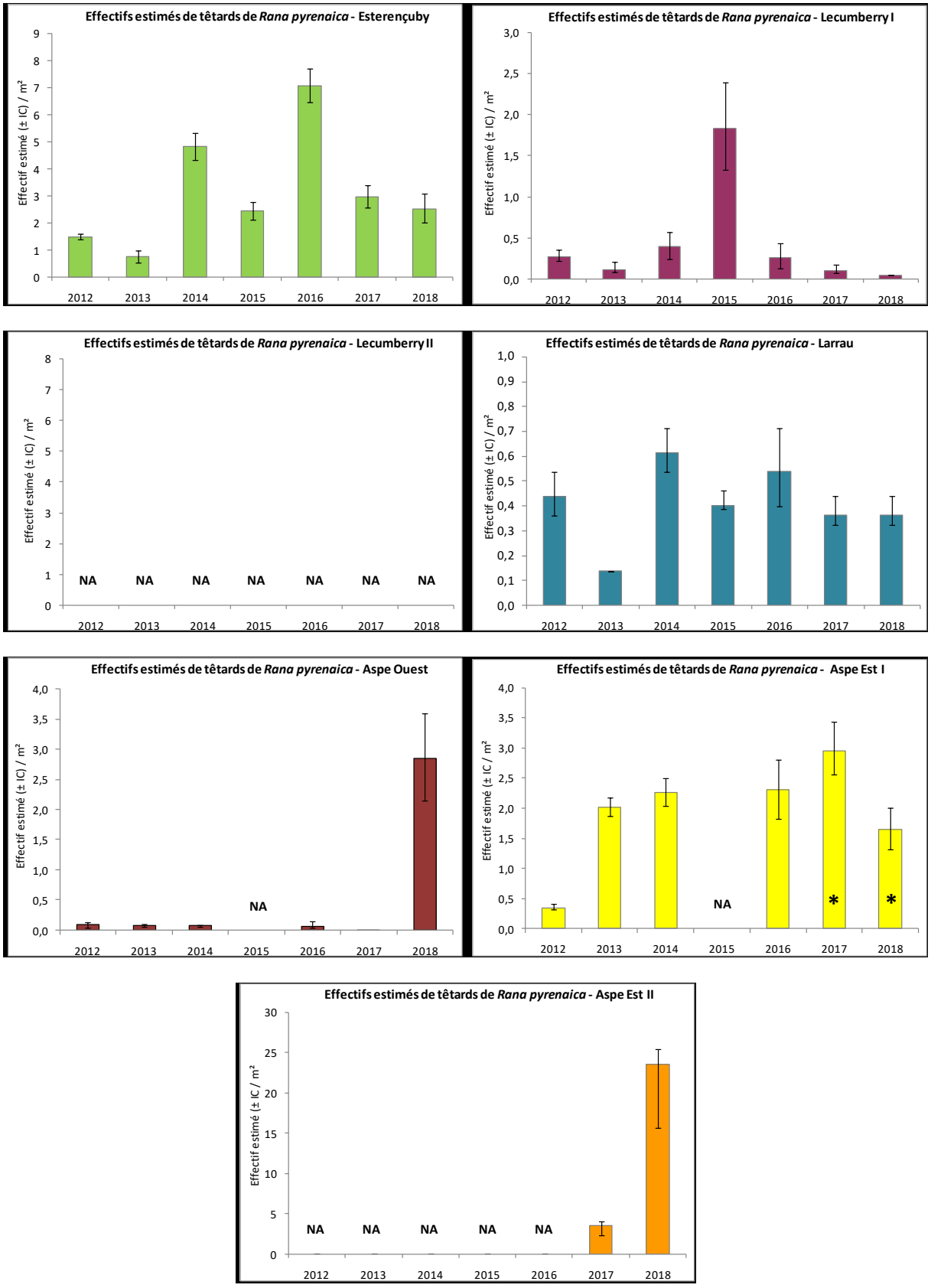


Fig. 366. Evolution des estimations de l'abondance des têtards sur les sept sites suivis, années 2012 à 2018.

8.5.3 Discussion

Un travail important de corrélation entre le succès de la reproduction annuel et les facteurs climatiques doivent être mis en œuvre. Les suivis montrent une variation importante des effectifs d'une année à l'autre, plutôt à la baisse pour chaque station. Les facteurs à étudier en premier lieu sont probablement :

- la hauteur de neige hivernale,
- les hauteurs d'eau printanières,
- les températures printanières et estivales,
- la fréquence des épisodes pluvieux et phénomène de crues en cours de saison de reproduction.

Ce premier travail d'analyse devrait être engagé en 2019.

8.6 Lézard de Bonnal (Iberolacerta bonnali) et Lézard catalan (Podarcis liolepis)

Auteurs : Matthieu Berroneau, Claire Caldier

« Comme les amphibiens, les reptiles sont des espèces vulnérables aux modifications rapides de leurs habitats liés au changement climatique et donc aux risques d'extinction (GIBBON *et al.*, 2000 ; MASSOT *et al.*, 2008). A l'échelle mondiale, depuis 1975, 4% des populations locales ont disparu, mais, d'ici à 2080, les extinctions locales devraient atteindre 39% dans le monde. Le changement climatique conduit à des extinctions qui vont dépendre de la capacité des reptiles à s'adapter (MORENO-RUEDA *et al.*, 2011). 98% des reptiles européens pourraient s'éteindre s'ils ne peuvent pas changer leurs aires de répartition, contre 35% s'ils ont la possibilité de migrer (THOMAS *et al.*, 2004 ; ARAUJO *et al.*, 2006b) » (MALLARD, 2016a).

« Les lézards ne peuvent pas évoluer assez rapidement pour suivre le changement climatique actuel en raison de contraintes liées à leur préférence thermique (ETTERSON & SHAW, 2001 ; HUEY *et al.*, 2003). L'activité en période chaude peut entraîner une température du corps dépassant le maximum thermique critique, conduisant à la mort. Pour se refroidir, les lézards se retirent dans les refuges plutôt que de subir le risque de surchauffe. Cependant, les durées de repli dans les refuges restreignent la durée de recherche de nourriture. Cela limite les fonctions métaboliques coûteuses comme la croissance, l'entretien et la reproduction. Les taux de croissance de la population sont compromis et augmentent d'autant le risque d'extinction. Même s'ils peuvent adapter et tolérer des températures plus chaudes, ils se rapprochent du seuil létal (SINERVO *et al.*, 2010) » (MALLARD, 2016a).

Les espèces de lézards d'altitude, endémiques des Pyrénées du genre *Iberolacerta*, semblent particulièrement menacées par le changement climatique (ARAUJO *et al.*, 2006b). Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* vit principalement entre 1800 m et 2200 m d'altitude. La principale menace qui semble peser sur cette espèce est l'élévation des températures. A terme, celle-ci permettrait la remontée d'espèces compétitrices (par exemple le Lézard des murailles *Podarcis muralis*) et prédatrices (par exemple la Coronelle lisse *Coronella austriaca)* entraînant à terme la disparition des espèces d'iberolézards (POTTIER *et al.*, 2014).

Abondant en Espagne, le Lézard catalan *Podarcis liolepis,* une espèce d'affinité ibérique, est localisé dans le sud-ouest de la France sur quelques affleurements rocheux du Pays basque et de la vallée d'Aspe. Malgré la présence d'habitats favorables à des altitudes supérieures, ce lézard n'est aujourd'hui localisé qu'en dessous de 900 m dans les Pyrénées-Atlantiques (BERRONEAU *et al.*, 2012). Sa répartition altitudinale pourrait évoluer à moyen terme. Contrairement au Lézard de Bonnal, l'hypothèse première est ici une extension de l'aire de répartition du Lézard catalan.

Sur plusieurs sites des Pyrénées-Atlantiques, l'objectif est donc de mesurer l'évolution des aires de présence locale du Lézard de Bonnal et du Lézard catalan, généralement en lien avec la présence du Lézard des murailles. Ces estimations sur la taille des populations seront couplées aux études de modélisation, sur la base des connaissances établies en parallèle sur la niche thermique des espèces (cf. §2.2.2).

Le présent rapport dresse un état des lieux de la répartition du Lézard de Bonnal et du Lézard catalan après deux années de suivi et propose un traitement de l'information recueillie sur le terrain. Pour cela, dans un premier temps les données brutes permettront d'observer le potentiel des nœuds

de population grâce à des cartes de chaleur. Dans un deuxième temps, un taux d'occupation des sites basé sur les comptages effectués et des covariables environnementales corrélées sera calculé. Cette dernière approche est basée sur un modèle statistique probabiliste de Mackenzie et ses collaborateurs qui nécessite que les unités spatiales et temporelles d'études soit statistiquement indépendantes, or plusieurs suivis ont été effectués sur transects. Un autre objectif de ce travail est de rendre les données recueillies sur ces transects exploitables par le modèle de Mackenzie *et al*.

8.6.1 Complément au matériel et méthodes

- Sélection des sites

Les sites sélectionnés en 2017 (MALLARD, 2017b) ont été strictement reconduit en 2018. En concertation avec le conseil scientifique, un site nouveau pour le Lézard de Bonnal, le site de **Peyreget**, a été ajouté cette année.

Chaque site présente une situation distincte :

– Site d'**Estençuby** : densité moyenne de Lézard **catalan** sur la partie avale, densité moyenne de Lézard des murailles sur la partie amont, pas ou peu de chevauchement des deux espèces,

– Site de **Mendive** : densité faible à moyenne de Lézard des murailles en aval et en amont, densité moyenne de Lézard **catalan** en zone intermédiaire, peu de chevauchement des deux espèces,

– Site de la **Mature** : densité forte de Lézard des murailles en aval et en amont, densité forte de Lézard **catalan** en zone intermédiaire, chevauchement des deux espèces,

– Site d'**Ossau Nord** : densité faible en aval du Lézard des murailles, densité faible en amont du Lézard de **Bonnal**, chevauchement des deux espèces,

– Site d'**Arrious** : densité forte en aval du Lézard des murailles, densité forte en amont du Lézard de **Bonnal**, chevauchement des deux espèces,

– Site d'**Anglas** : pas de Lézard des murailles en aval, densité forte de Lézard de **Bonnal** en amont,

– Site de Peyreget : Lézard des murailles a minima en aval, densité très faible de Lézard de **Bonnal** en amont.

- Description des sites choisis

Dans un souci d'optimisation des déplacements et sur la base de la disponibilité en sites favorables, il a été choisi trois sites (plus un nouveau en test cette année) pour le suivi du Lézard de Bonnal et trois sites pour le suivi du Lézard catalan. Deux sites sont situés dans le Pays basque, sur les communes d'Esterençuby et de Mendive et concernent le Lézard catalan. Les autres sont situés en vallée d'Aspe et vallée d'Ossau, sur les communes d'Etsaut, de Laruns et d'Eaux-Bonnes (Fig. 367, Tab. CLXXXVIII).

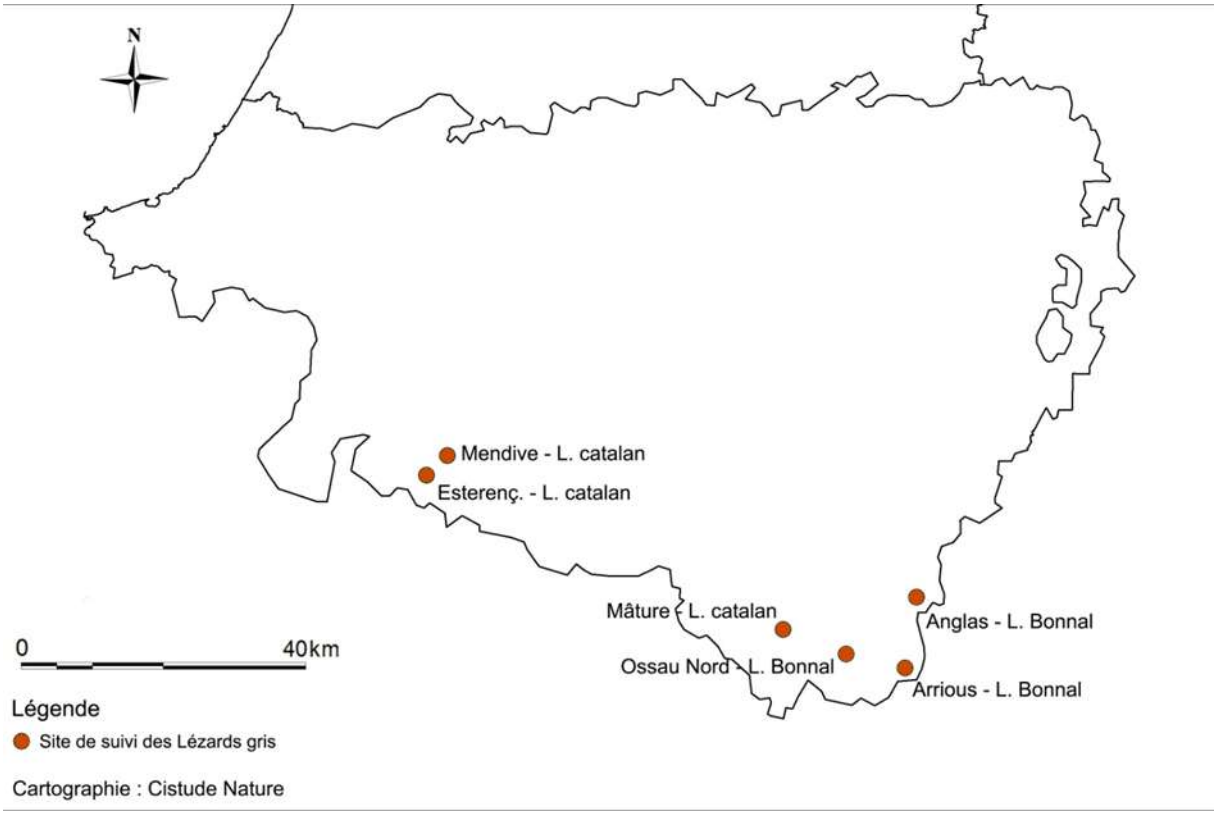


Fig. 367. Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi des "Lézards gris".

Tab. CLXXXVIII. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre des suivis "Lézards gris"

Département Commune	Dénomination	Type d'habitat	Longueur du tronçon	Statut	Structure de suivi et nom de l'observateur
Pyrénées-Atlantiques - Esterençuby	Estençuby	Série d'Affleurements rocheux	1800 m	N2000, ZNIEFF2	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Mendive	Mendive	Série d'Affleurements rocheux	2200 m	N2000	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Etsaut	Chemin de la Mâture	Falaise	1500 m	N2000, PNP	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Eaux-Bonnes	Ossau Nord	Pelouses alpines et éboulis	1250 m	N2000, PNP, ZNIEFF1	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Eaux-Bonnes	Anglas	Pelouses alpines et éboulis	1500 m	N2000, PNP	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Laruns	Arrious	Pelouses alpines et éboulis	2300 m	N2000, PNP, ZNIEFF1	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Laruns	Peyreget	Pelouses alpines et éboulis	1220 m	N2000, PNP, ZNIEFF1	Cistude Nature - Philippe Legay

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le protocole de suivi est basé sur un comptage des espèces concernées (Lézard catalan, Lézard de Bonnal, Lézard des murailles) sur les sites d'études, c'est-à-dire au sein de placettes ou le long de transects placés au préalable. Le choix entre placettes et transects est motivé par les différentes configurations des sites (habitat favorable en patch *versus* habitat favorable sur linéaire). A terme, dans un souci d'harmonisation des méthodes, les transects pourront être découpés en placettes sous SIG pour les analyses.

Le choix et le nombre de placettes et/ou la longueur des transects dépend du contexte du site (topographie, superficie, répartition des populations, etc.) (Tab. CLXXXIX, Fig. 368, Fig. 369) (MALLARD, 2017b).

Tab. CLXXXIX. Caractéristiques des transects étudiés dans le cadre des suivis « Lézard gris ».

Dénomination du site	Longueur (en m)	Altitude (en m)
Esterençuby	1800 m – 6 placettes	580-950
Mendive	2200 m – 8 placettes	640-890
Etsaut	1500 m – transect	765-1225
Ossau Nord	1250 m – transect	1850-2250
Anglas	1500 m – transect	1965-2400
Arrious	2300 m – transect	1800-2260
Peyreget	1220 m – transect	2030-2320

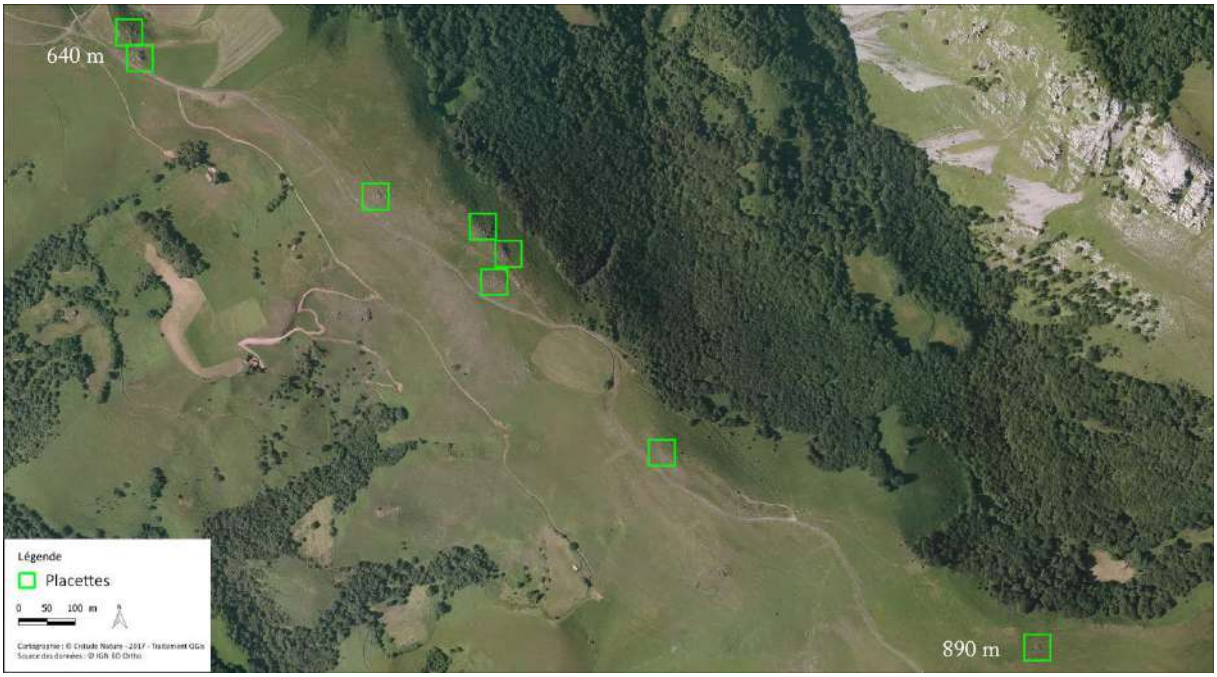


Fig. 368. Disposition des placettes du site [redacted] (Lézard catalan).

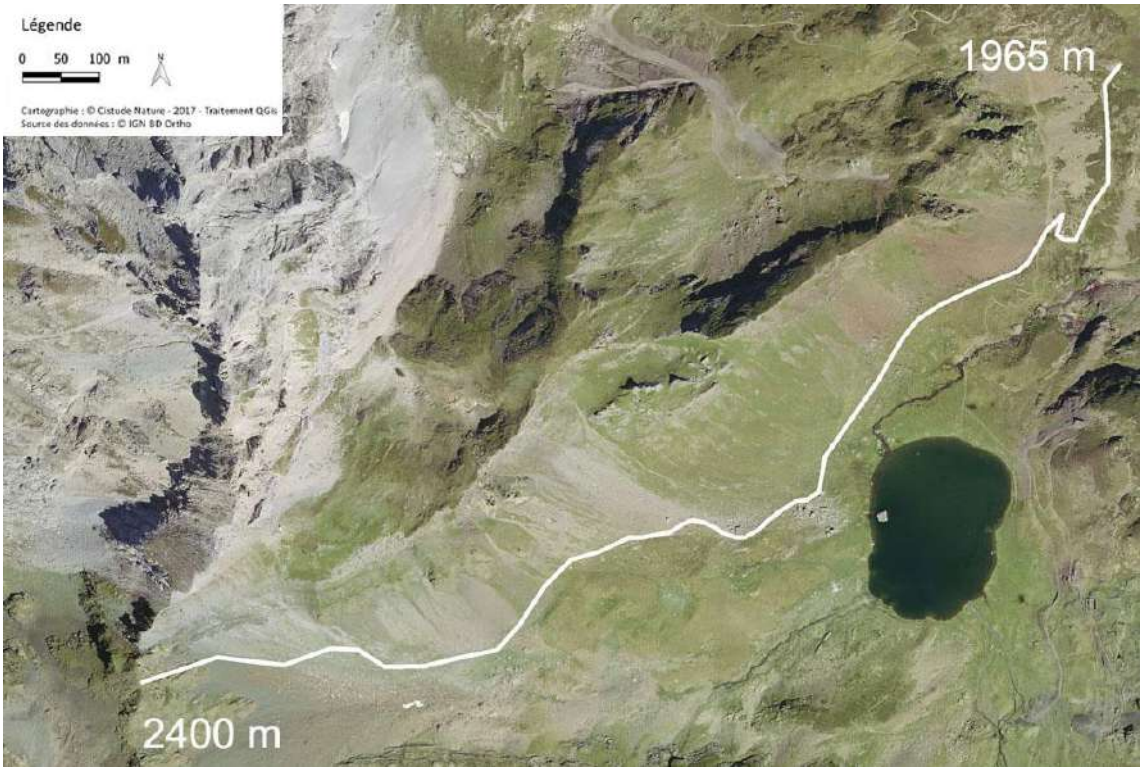


Fig. 369. Disposition du transect du site [redacted] (Lézard de Bonnal).

- Méthode de relevés et détermination des espèces

Le protocole se base sur le protocole reconnu au niveau national POPReptile (LOURDAIS & MIAUD, 2016).

L'objectif du protocole est de mesurer l'évolution du rapport de force entre les différentes espèces de lézards sur les sites témoins. Ce protocole doit permettre, sur le long terme, de mettre en évidence l'évolution des répartitions ou des abondances du Lézard de Bonnal, du Lézard des murailles, ou encore du Lézard catalan, au sein de leurs habitats de prédilection. En fonction des caractéristiques du terrain, les sites témoins seront divisés en placettes réparties de façon linéaire ou surfacique.

Conformément aux recommandations élaborées par ailleurs (par exemple (YOCCOZ *et al.*, 2001 ; MACKENZIE & ROYLE, 2005 ; GUILLERA–ARROITA *et al.*, 2010 ; MOORE & MCCARTHY, 2016), l'élaboration d'un protocole de suivi d'occupation (ou d'abondance) se décompose en deux étapes principales et devrait commencer par un tour d'horizon de deux aspects relatifs: 1) aux exigences du projet en termes de qualité (performance) des estimateurs et 2) à l'effort total de suivi envisageable ou réalisable. Pour le premier point, l'exigence peut se traduire par une question telle que : quelle est la variance maximale autorisée ou tolérée ? Pour le second point, l'effort total de suivi peut être lié à un coût total correspondant à l'effort total de suivi qui est défini comme le produit du nombre de sites et du nombre de visites.

Le protocole consiste en un dénombrement systématique des différentes espèces, par prise de contact visuel des individus au sein des différentes placettes du site d'étude.

La prospection se résume de la façon suivante :

- Sur placette : observation et dénombrement des lézards avec une prospection lente et aléatoire. 10 minutes par placettes maximum. 3 passages par placettes espacés d'une semaine minimum.
- Sur transects : déplacement lent avec observation des lézards. Dénombrement et géolocalisation systématique des différents individus. Durée de prospection chronométrée et équivalente à chaque passage. 3 passages espacés d'une semaine minimum.

Une clé de détermination est proposée dans le protocole (BERRONEAU, 2015). Le département des Pyrénées-Atlantiques présente la particularité d'abriter pas moins de quatre espèces de « lézards gris ». Ces espèces sont les suivantes (Tab. CXC, Fig. 370):

- Le Lézard des murailles *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). Ce lézard est largement réparti en Aquitaine et dans les Pyrénées-Atlantiques. Ubiquiste, il colonise tout type de milieu, avec une préférence pour les milieux rocailleux. Il atteint au moins 2360 m dans le département.
- Le Lézard catalan *Podarcis liolepis* (Boulenger, 1905). Ce lézard ibérique traverse de part en part les Pyrénées et gagne notamment le Pays basque à l'ouest. Une unique station a également été découverte dans le Béarn. Cette espèce est strictement rupestre. Thermophile, elle ne dépasse pas 950 m d'altitude en Pyrénées-Atlantiques.
- Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927). Endémique de l'ouest des Pyrénées, cette espèce est inféodée aux éboulis et autres structures rocheuses plus ou moins végétalisées d'altitude. Dans les Pyrénées-Atlantiques, sa répartition altitudinale s'étend entre 1991 et 2683 m.
- Le Lézard vivipare *Zootoca vivipara* (Lichtentein, 1823). Le Lézard vivipare est une espèce adaptée aux milieux frais et humides. Rare et localisée en plaine, cette espèce devient relativement abondante en montagne. Le Lézard vivipare présente une nette préférence pour les habitats de landes et de tourbières, mais devient moins exigeant en altitude, où il atteint 2310 m.

La détermination du Lézard de Bonnal et du Lézard vivipare est relativement aisée. Le Lézard des murailles et le Lézard catalan présentent en revanche des similitudes importantes nécessitant une certaine expérience. Le Tab. CXC résume les différents outils de détermination.

Le matériel nécessaire à l'observateur est le suivant :

- Paire de jumelles
- GPS
- Anémomètre/Thermomètre
- Appareil photographique
- Carte du site (+ placettes ou transect)
- Fiches de relevé

Tab. CXC. Différents critères de détermination des quatre espèces de Lézards gris d'Aquitaine

	Lézard des murailles	Lézard catalan	Lézard de Bonnal	Lézard vivipare
Forme générale	Lézard aplati horizontalement et robuste	Lézard aplati horizontalement, petit et peu robuste	Lézard aplati horizontalement	Lézard aplati verticalement, généralement petit et trapu
Forme de tête	Museau grand, long et droit	Museau court, fin et pointu	Museau grand et long, arcade sourcilière marquée (profil "crocodilien")	Museau très court et arrondi, tête haute
Ecaillure	Fine	Fine	Fine	Grossière, possibilité de compter les écailles dorsales
Motifs dorsaux	Mâle généralement marbré, ligne vertébrale et aspect ligné fréquents chez les femelles	Mâle généralement marbré, aspect ligné très marqué chez les femelles	Dos uni et flanc sombre, pas de ligne vertébrale sombre	Robe rarement marbré, ligne vertébrale sombre fréquente
Face ventrale	Parfois orangé, écailles latérales bleues fréquentes	Souvent orangé, écailles latérales bleues possibles	Jamais orangé, pas d'écailles latérales bleues	Parfois orangé, pas d'écailles latérales bleues
Ecaille internasale	Ne touche pas la rostrale	Ne touche pas la rostrale	Touche largement la rostrale	Ne touche pas la rostrale
Présence d'un ocelle blanc entourée de noir au-dessus de l'épaule	Oui	Non	Non	Non



Fig. 370. De gauche à droite : Lézard vivipare, Lézard des murailles, Lézard catalan, Lézard de Bonnal

- Conditions météorologiques requises

Les Lézards gris d'Aquitaine sont tous relativement actifs et visibles en journée, en dehors des jours de fort vent, froid, ou des jours de pluie. L'observation des lézards nécessite des conditions météorologiques optimales : ciel dégagé, température de l'air comprise entre 15° et 25°, vent faible voire nul. Les lézards sont invisibles par temps trop froid ou trop chaud.

- Campagne de relevés

3 passages sont réalisés par placette et 3 passages par transect espacés d'une semaine minimum (Tab. CXCI–Tab. CXCII). Les passages sur les sites à Lézard catalan sont effectués au mois de mai (deux ou troisième semaine), juin (première ou deuxième semaine) et juillet (première semaine). Les passages sur les sites à Lézard de Bonnal sont réalisés au mois de juin (dernière semaine), juillet et août.

En 2018, l'ensemble des comptages ont été réalisés entre mai et fin août.

Tab. CXCI. Dates de comptage sur l'ensemble des sites « Lézards gris » en 2018 (MB : Matthieu Berroneau, CC : Claire Caldier).

		Passage 1	Passage 2	Passage 3
Sites L. catalan	Esterençuby	24/05/2018 MB + CC	20/06/2018 PL + CC	03/07/2018 MB + CC
	Mendive	24/05/2018 MB + CC	05/07/2018 MB + CC	06/08/2018 MB + CC
	Mâture	14/06/2018 MB + CC	24/07/2018 CC	16/08/2018 MB + CC
Sites L. de Bonnal	Anglas	25/07/2018 MB	10/08/2018 CC	03/08/2018 CC
	Arrious	19/07/2018 MB	31/07/2018 CC	14/08/2018 CC
	Ossau Nord	18/07/2018 MB	03/08/2018 CC	15/08/2018 CC
	Peyreget	18/07/2018 PG	03/08/2018 PG	30/08/2018 PG

Tab. CXCII. Dates de comptage sur l'ensemble des sites « Lézards gris » en 2017 (MB : Matthieu Berroneau, LG : Lorena Grégoire).

		Passage 1	Passage 2	Passage 3
Sites L. catalan	Esterençuby	03/05/2017 MB + LG	01/06/2017 MB + LG	01/09/2017 MB
	Mendive	04/05/2017 MB + LG	02/06/2017 MB + LG	01/09/2017 MB
	Mâture	09/06/2017 MB + LG	04/07/2017 MB + LG	02/08/2017 MB
Sites L. de Bonnal	Anglas	11/07/2017 MB + LG	03/08/2017 MB + LG	07/09/2017 MB
	Arrious	05/07/2017 MB + LG	17/08/2017 MB + LG	06/09/2017 MB
	Ossau Nord	10/07/2017 MB + LG	18/08/2017 MB + LG	08/09/2017 MB

- Fiche de relevés

Deux fiches sont complétées pour chaque site : covariables de site et échantillonnage). Les covariables de sites correspondent aux variables dépendant de la configuration du site (exposition, description de l'habitat, etc). Les variables d'échantillonnage correspondent aux variables relevées à chaque passage : données météorologiques, comptage, etc. (MALLARD, 2017b).

Pour chaque site : (covariables de site et d'échantillonnage)

- Heure du début et de fin : la durée de la prospection doit globalement être la même pour un même site.
- T° : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en degré Celsius) prise à hauteur d'homme.
- Vent : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en m/s) sur une minute, à hauteur d'homme et face au vent.
- Nuage : la couverture nuageuse doit être indiquée selon 5 coefficients ($1 \leq 20\%$; $20\% < 2 \leq 40\%$; $40\% < 3 \leq 60\%$; $60\% < 4 \leq 80\%$; $5 > 80\%$).
- Nom de l'observateur

Pour chaque observation : (données spécifiques)

- Nom de l'espèce
- Sexe, stade : si le type d'observation le permet, l'observateur peut estimer le sexe (mâle, femelle, indéterminé), et le stade de l'animal (juvénile, adulte).
- Abondance : nombre d'individus
  - Nota : il est impératif de collecter des données d'abondance qui peuvent être éventuellement converties (l'inverse n'étant évidemment pas vrai) en données binaires, codées 0 ou 1, pour la modélisation dynamique de l'occupation.
- Coordonnées GPS : les champs renseignés sont, de gauche à droite, la latitude et la longitude (projection : WGS 84).
- Altitude
- Photos : si une photo est réalisée, celle-ci doit être référencée
- Commentaires : tout type d'information utile à l'interprétation des résultats

• Analyses et statistiques

– Cartes de chaleur et répartition altitudinale des observations

Les observations sont reportées sur fond cartographique. La carte de chaleur (ou carte de densité) est un outil sous QGIS 2.18.14 qui estime la densité d'individus observés dans un périmètre donné. Plus le nombre d'observations est importante, plus la nuance de la carte va s'intensifier. Ainsi, cet outil permet de situer visuellement l'épicentre de chaque « population ». Les cartes de chaleur sont établies sur l'ensemble de chaque site, selon la somme des observations annuelles de chaque espèce pour chaque site.

Les altitudes et coordonnées moyennes par espèce sont calculées. A terme, des estimations d'abondance seront proposées sur la base de modèles N-mélange. Cette méthode, sur la base d'un échantillonnage répété dans le temps (nombre de passages) et dans l'espace (nombre de placettes), propose une estimation du nombre de lézards par site, en fournissant une abondance estimée (ou une probabilité de présence) et une probabilité de détection.

– Modèles dynamiques d'occupation et d'abondance

Les modèles d'occupation de sites ont été introduits indépendamment par MacKenzie *et al.* (2003) et Tyre *et al.* (2003). Ce sont des modèles hiérarchiques de régression qui modélisent de façon conjointe la probabilité d'occupation (ou l'abondance) et la probabilité de détection de chaque espèce suivie. Ils

autorisent un cadre extrêmement flexible de modélisation, avec une approche fréquentiste ou une approche bayésienne, et permettent l'introduction de covariables (de site et/ou d'échantillonnage). Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, la modélisation des données sera basée sur les modèles dynamiques d'occupation et d'abondance (ex. Royle & Kéry (2007); Kéry & Schaub (2011)). Ces modèles permettent de prendre en compte les changements temporels survenant dans l'état d'occupation de sites ou l'abondance en introduisant des paramètres supplémentaires (probabilité d'extinction et probabilité de colonisation) en modélisant la transition de l'état d'occupation entre instants successifs.

Les données d'observations peuvent se présenter sous forme d'un fichier Excel avec plusieurs feuilles (une pour chaque espèce étudiée par exemple). Chaque feuille comporte en ligne les sites suivis et en colonnes les suivis (deux minimum par saison dans l'année) effectués chaque année. Les données sont typiquement des données binaires (0 ou 1) pour les modèles d'occupation et des données d'abondance pour les modèles d'abondance (il est demandé de collecter des données d'abondance, qui peuvent être simplement converties en données binaires pour le traitement, l'inverse n'étant évidemment pas vrai). En cas d'impossibilité de faire un suivi à une date donnée, il faut savoir qu'il est possible de gérer sous certaines conditions ce genre d'information manquante.

L'utilisation rigoureuse de ces modèles repose sur certaines conditions (MILLER *et al.*, 2015 ; FERGUSON *et al.*, 2015), parmi lesquelles, l'indépendance des sites et des relevés, l'absence d'hétérogénéité non modélisée, l'absence de faux-positifs (= il est possible de rater une espèce alors qu'elle est présente, mais elle ne peut pas être détectée quand elle n'est pas présente !).

La méthode de Mackenzie *et al.* permet d'approcher la probabilité d'occupation (Psi) réelle d'un site par une espèce, en tenant compte de l'imperfection de la détection (P). En effet la présence de l'espèce n'est pas systématiquement confirmée par l'observateur et cela crée des « faux négatifs ». Si la probabilité d'occupation est calculée sur la base des observations seulement, la valeur obtenue (Psi naïf) est toujours inferieure à la réalité et cela engendre une sous-estimation des effectifs présents sur le site.

Pour cette raison, ce modèle consiste à répliquer les visites sur les mêmes sites et à plusieurs dates pertinentes (selon la biologie de l'espèce). La fenêtre temporelle de suivi par saison est relativement restreinte (environ 3 mois), ce qui permet de poser l'hypothèse que la population est fermée sur cette durée. Ainsi, si l'espèce a été détectée sur une placette une fois dans la saison (et sachant que la capacité de déplacement des lézards gris est limitée), on suppose que cette espèce reste présente sur cette placette toute la saison, quelle que soit son histoire de détection.

– Découpage de transects en placettes indépendantes

Un modèle de Mackenzie *et al.* doit répondre à la condition statistique de l'indépendance des données observées, et donc des sous unités d'échantillonnage (MACKENZIE *et al.*, 2002). Certains suivis sont effectués sur transects, or la continuité du transect et donc de l'échantillonnage transgresse la condition d'indépendance spatiale des observations. Ainsi, les transects ont été découpés en différentes configurations spatiales de sous unités et fusionnés avec les données spatiales d'observations de 2017 et 2018. Ainsi, ces découpages ont été évalués par une modélisation simple, sans introduction de covariables : psi(.)p(.), afin d'observer leur ajustement à la réalité du terrain. Pour cela, chaque configuration est évaluée selon la probabilité de test statistique d'ajustement du Chi-deux. Si la configuration ne nécessite pas d'ajustement important (P>=0.05), il est conservé (au risque α).

Enfin, parmi les découpages utilisables, celui qui comporte le moins de sous unités a été retenu afin de minimiser l'effort d'échantillonnage.

– Analyse multidimensionnelle et sélection de covariables

Une présélection des covariables a été effectuée en amont des comptages d'après les connaissances de l'écologie de chaque espèce. Afin de réduire cette sélection aux variables les plus corrélées à la présence de chaque espèce, une analyse en composante principale va permettre d'observer les relations linéaires entre les covariables et les données de comptage. Tout d'abord, les données de comptage sont recodées en données de présence/absence (modalité 1 ou 0), distribuées selon la loi Binomiale. Ces données n'étant donc pas paramétriques, une ACP paramétrée avec un test de corrélation de Spearman a été utilisée sous le logiciel R (Version 3.5.1) via le package FactoMineR. Le cercle de corrélation associé à la table de coefficients de corrélation de Spearman ont ainsi aidé à sélectionner les covariables à utiliser dans le modèle d'occupation.

– Calcul de la probabilité d'occupation d'une espèce sur un site

La méthode décrite par Mackenzie *et al.* permet d'intégrer des covariables de sites et d'échantillonnages afin d'affiner le modèle. Toutes les modélisations sont effectuées avec le logiciel Presence 2.12.17 (Hines, J. E., 2006). Les modèles sont discriminés, dans l'ordre d'importance, selon : 1. Leur critère d'Aikaike (AIC) qui représente un compromis entre le biais (qui diminue avec le nombre de covariables) et la parcimonie (nécessite de décrire le modèle avec le plus petit nombre de covariables possible). 2. L'ajustement du modèle aux données récoltées sur le terrain, étudié au moyen du test du chi-deux. En partant de l'hypothèse Ho exprimant un manque d'ajustement du modèle, alors on cherche à obtenir une probabilité de test statistique p >= 0,05 afin de conclure (au risque α) qu'il n'y a pas de preuve d'un manque d'ajustement. 3. La part de variabilité des données non prise en compte par le modèle. On parle alors de surdispersion des données (c-chapeau). Par exemple l'espèce a été détectée une fois sur plusieurs placettes mais n'a pas été aperçue à nouveau, cela augmente la variabilité. S'il n'y a pas surdispersion ou manque d'ajustement, alors c-chapeau devrait être très proche de 1.

Les meilleurs modèles permettent d'obtenir une probabilité d'occupation la plus fidèle à la réalité, considérant les covariables utilisées.

8.6.2 Résultats exploratoires

- **Répartition altitudinale des espèces de lézards gris**

Les résultats ci-dessous montrent quelques exemples de résultats avec comparaison inter-annuelle : sites d'Arrious (Fig. 372–Fig. 374, Fig. 375) et Ossau Nord (Fig. 376), et d'Anglas (Fig. 377) pour le Lézard de Bonnal, site d'Esterençuby (Fig. 378), de Mendive (Fig. 379) et du chemin de la Mâture (Fig. 380) pour le Lézard catalan.

Malgré trois passages en condition favorables, le suivi sur Peyreget n'a pas permis de contacter le Lézard de Bonnal (comme en 2016, ou deux passages « prospectifs » n'avaient pas permis d'observation). Il avait pourtant été contacté au col de Peyreget le 15/06/2012 (P. Legay obs. pers.). Nul doute que ne survivent ici que quelques rares individus, peut-être erratiques ou sous la forme d'une micro-population.

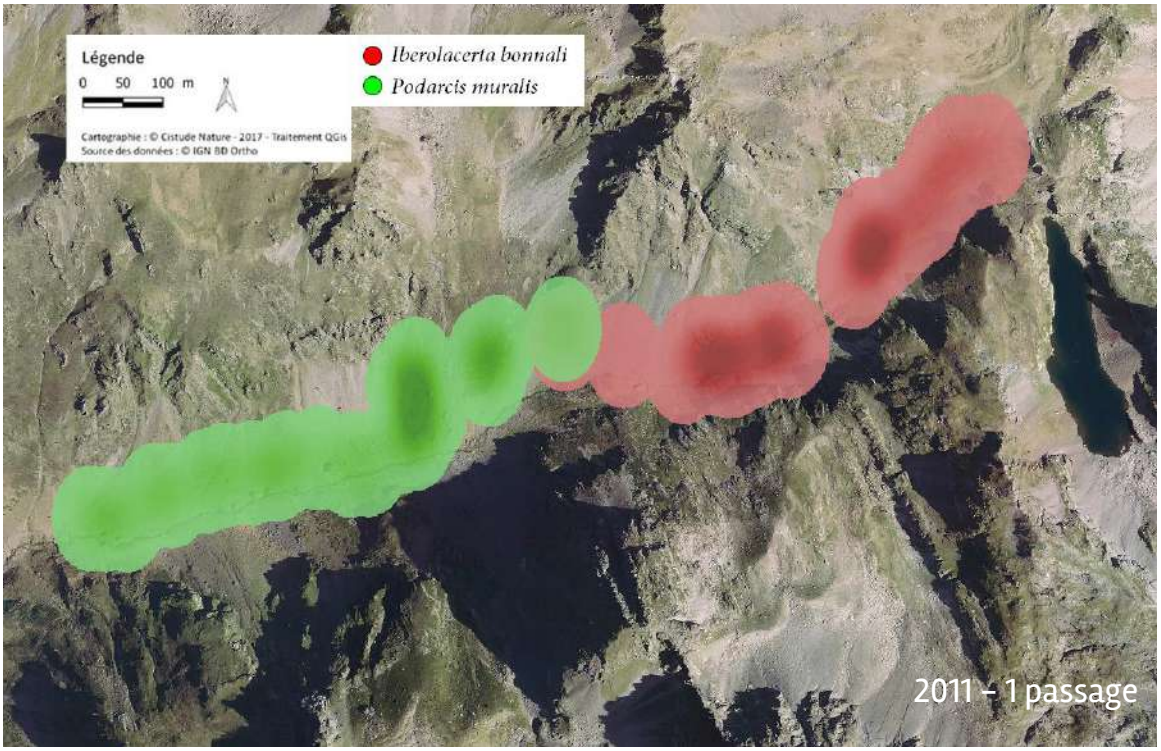


Fig. 371. Résultats des observations sur Arrious 2011 (1 passage).

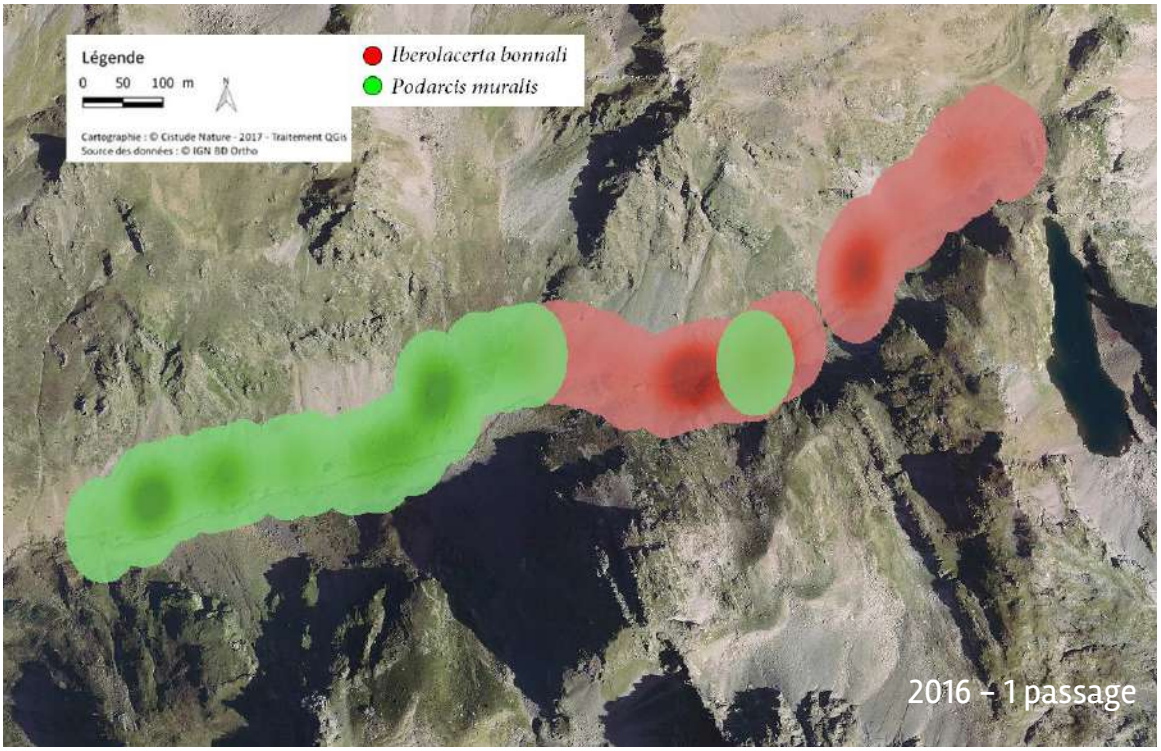


Fig. 372. Résultats des observations sur Arrious 2016 (1 passage).

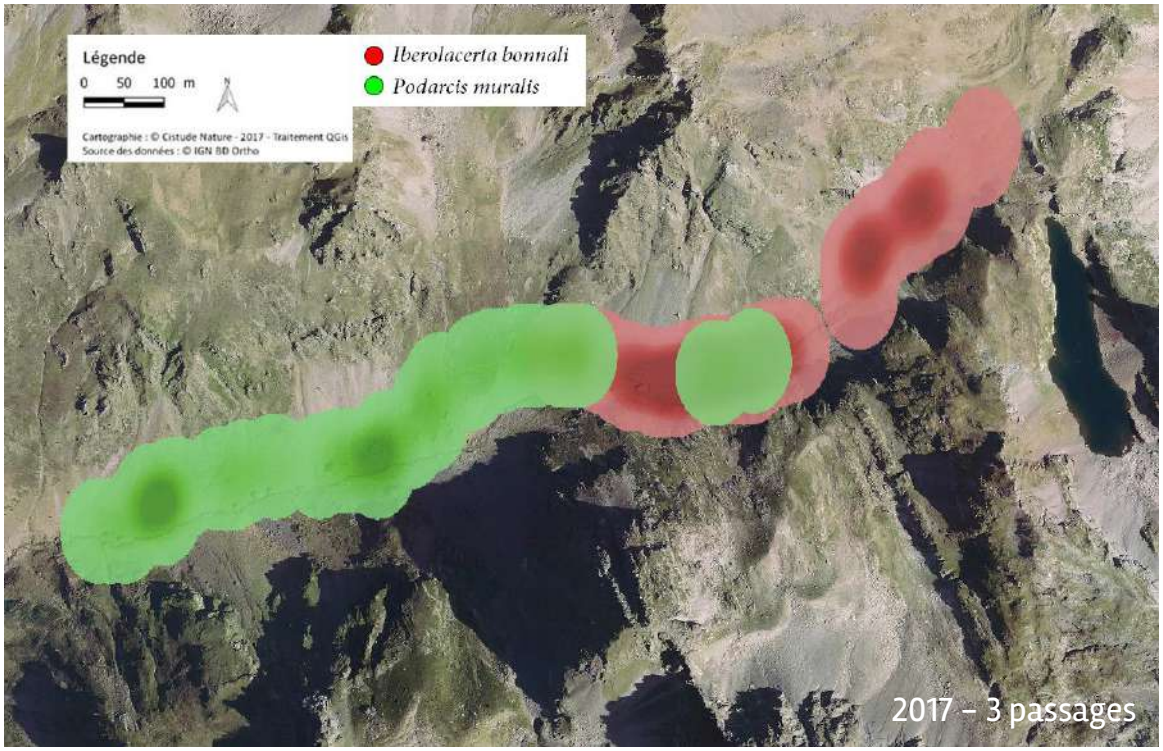


Fig. 373. Résultats des observations sur Arrious 2017 (3 passages).

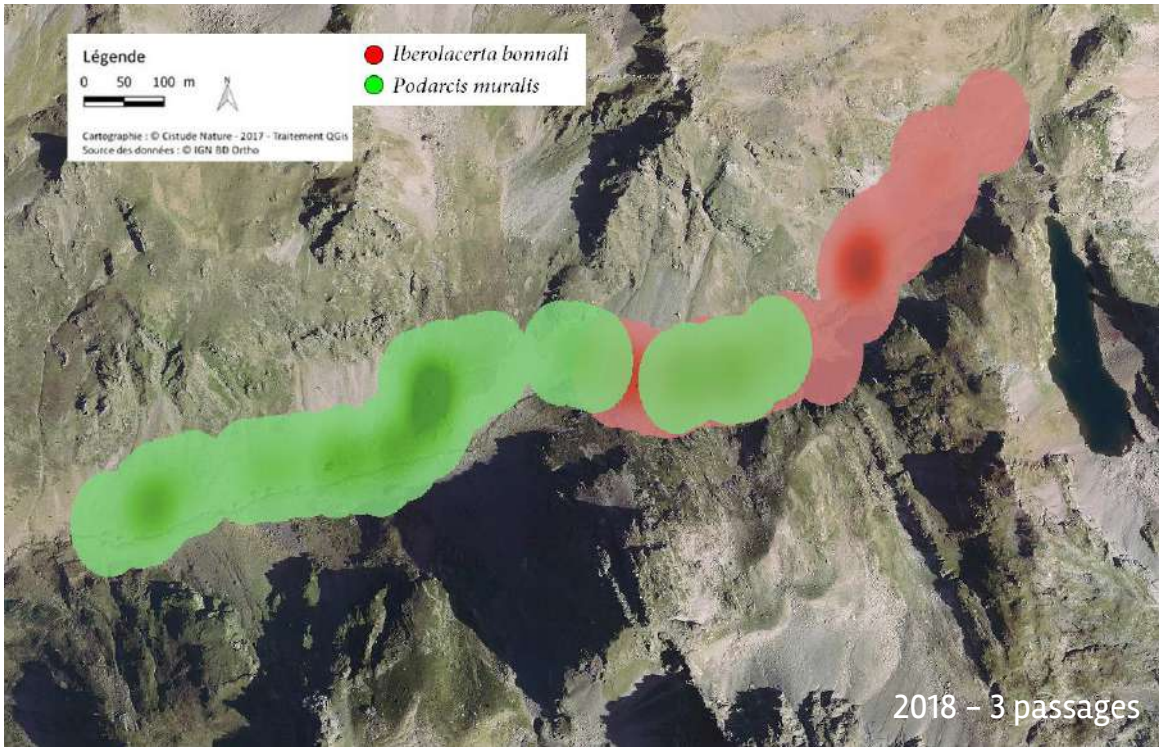


Fig. 374. Résultats des observations sur Arrious 2018 (3 passages).

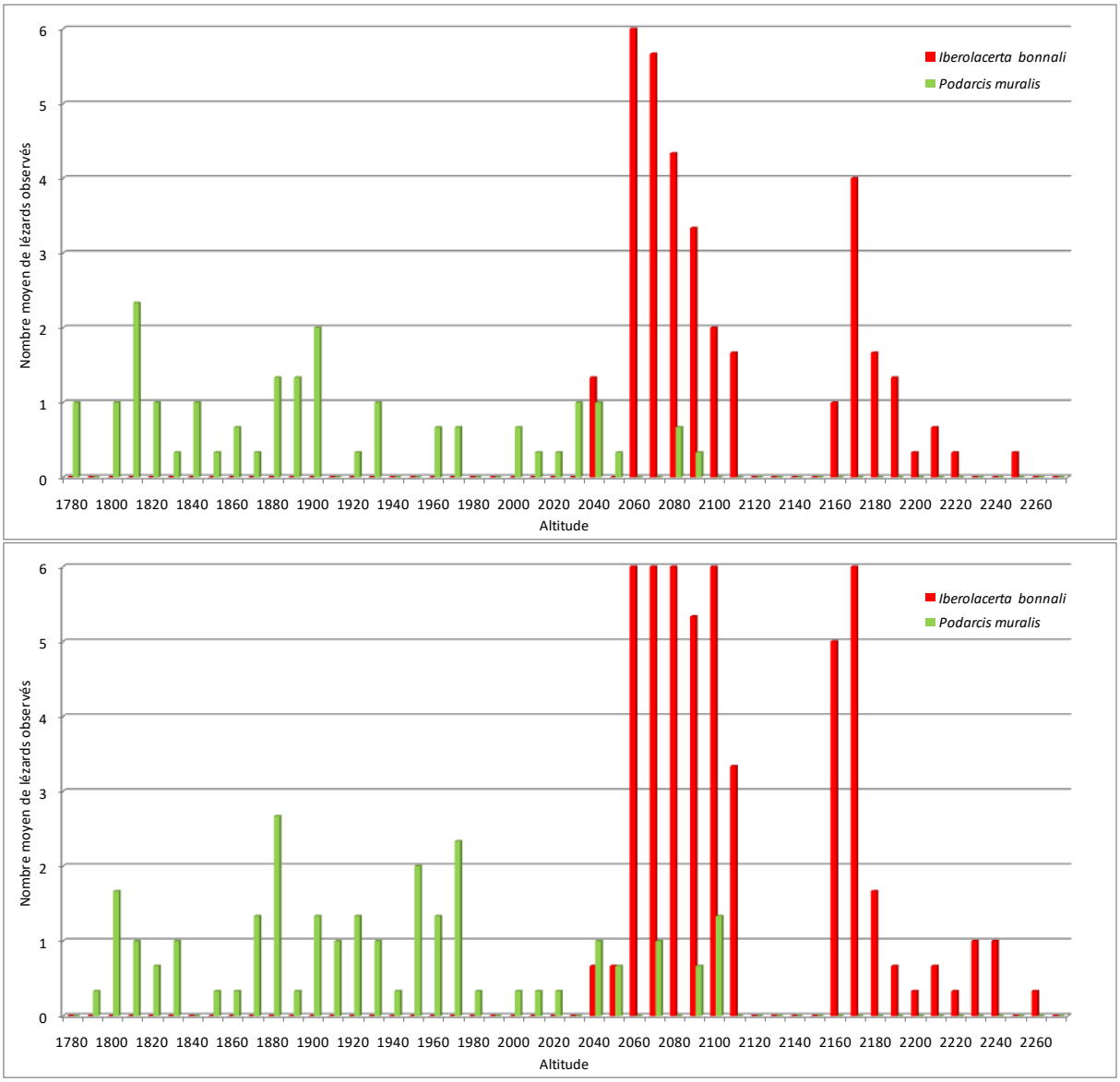


Fig. 375. Lézard de Bonnal – répartition altitudinale des observations 2017 et 2018 sur Arrious (transect).

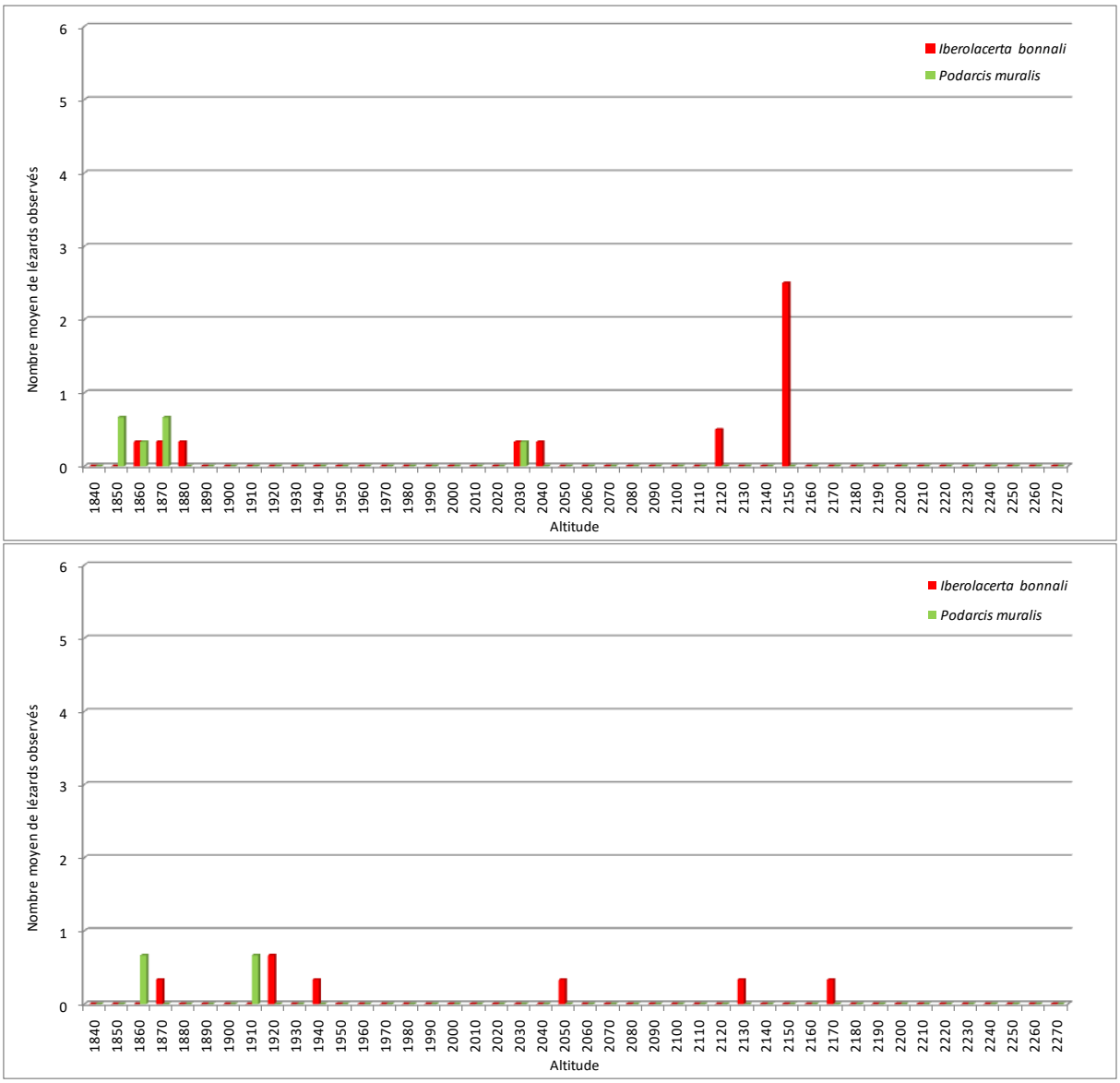


Fig. 376. Lézard de Bonnal – répartition altitudinale des observations 2017 et 2018 sur Ossau Nord (transect).

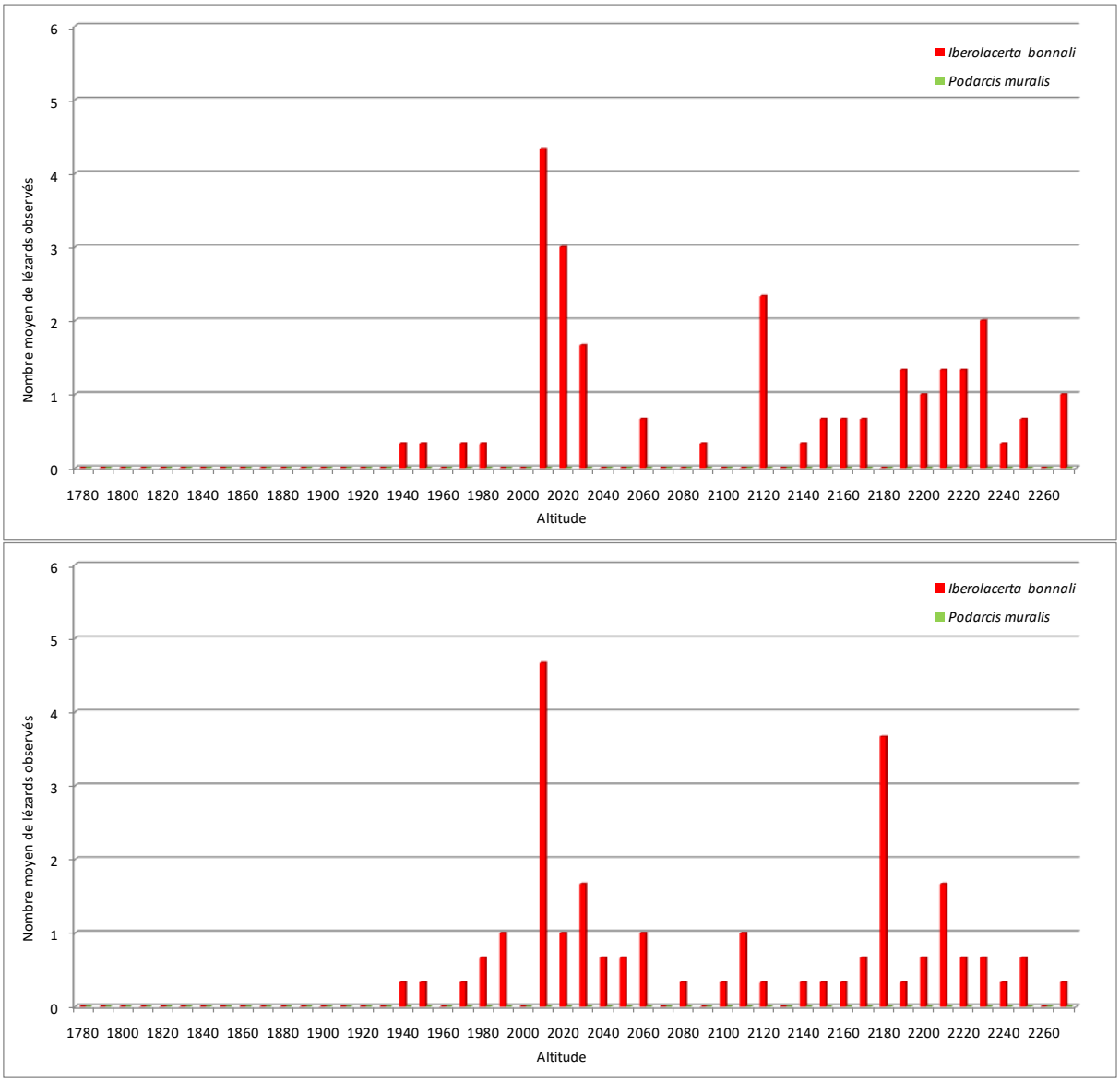


Fig. 377. Lézard de Bonnal – répartition altitudinale des observations 2017 et 2018 sur Anglas (transect).

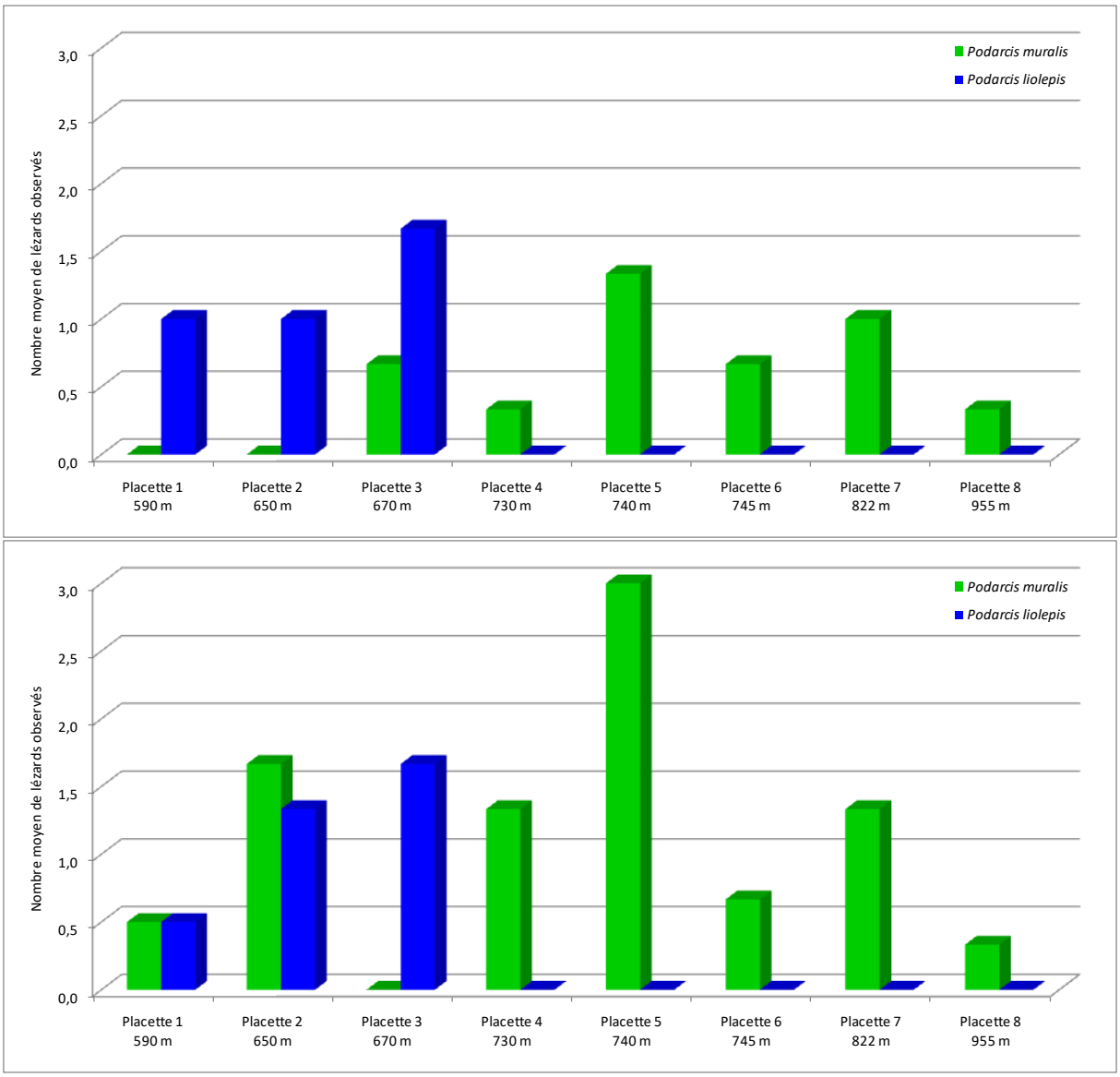


Fig. 378. Lézard catalan – répartition altitudinale des observations 2017 et 2018 sur le site d'Esterençuby (placettes).

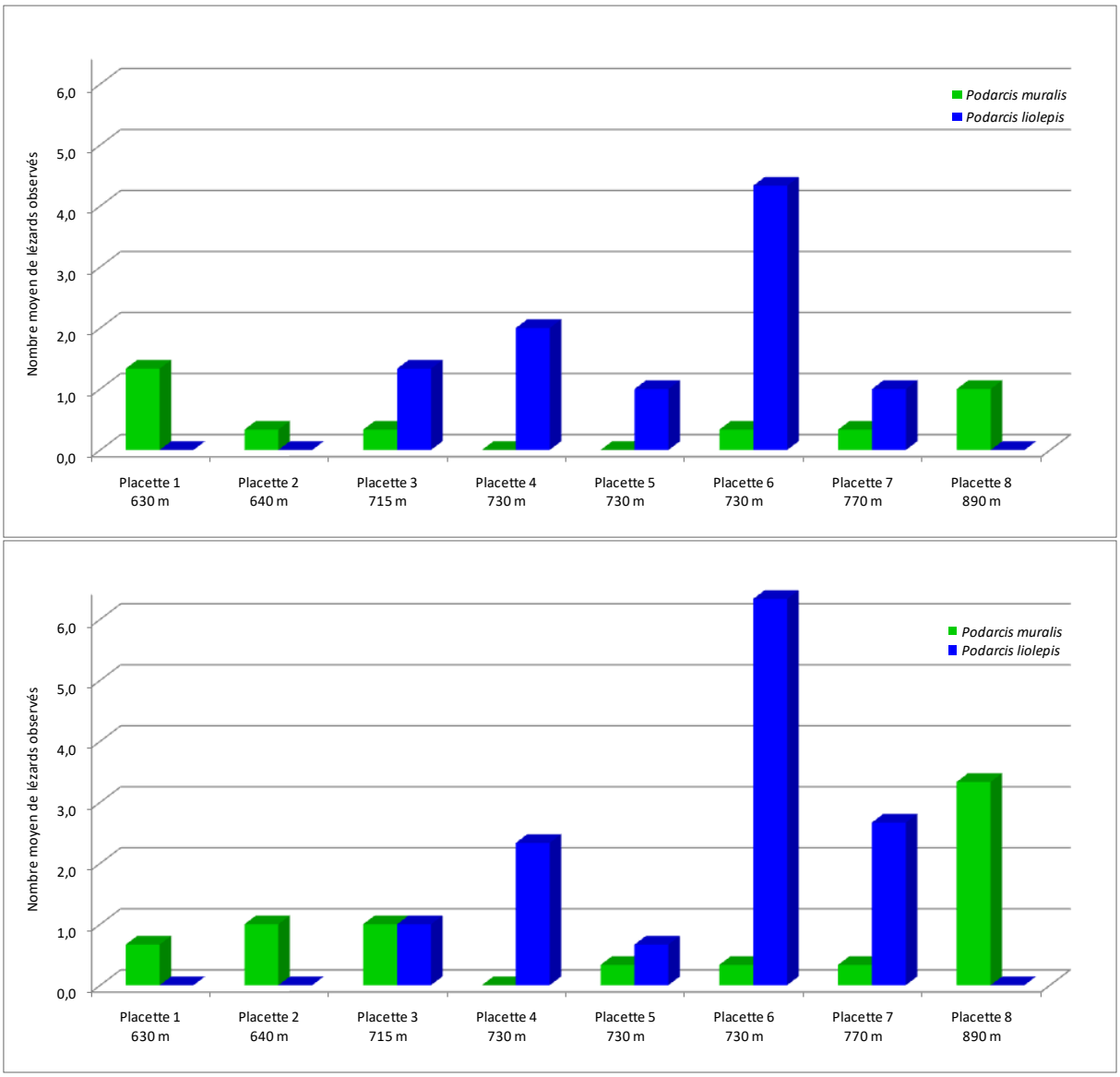


Fig. 379. Lézard catalan – répartition altitudinale des observations 2017 et 2018 sur le site de Mendive (placettes).

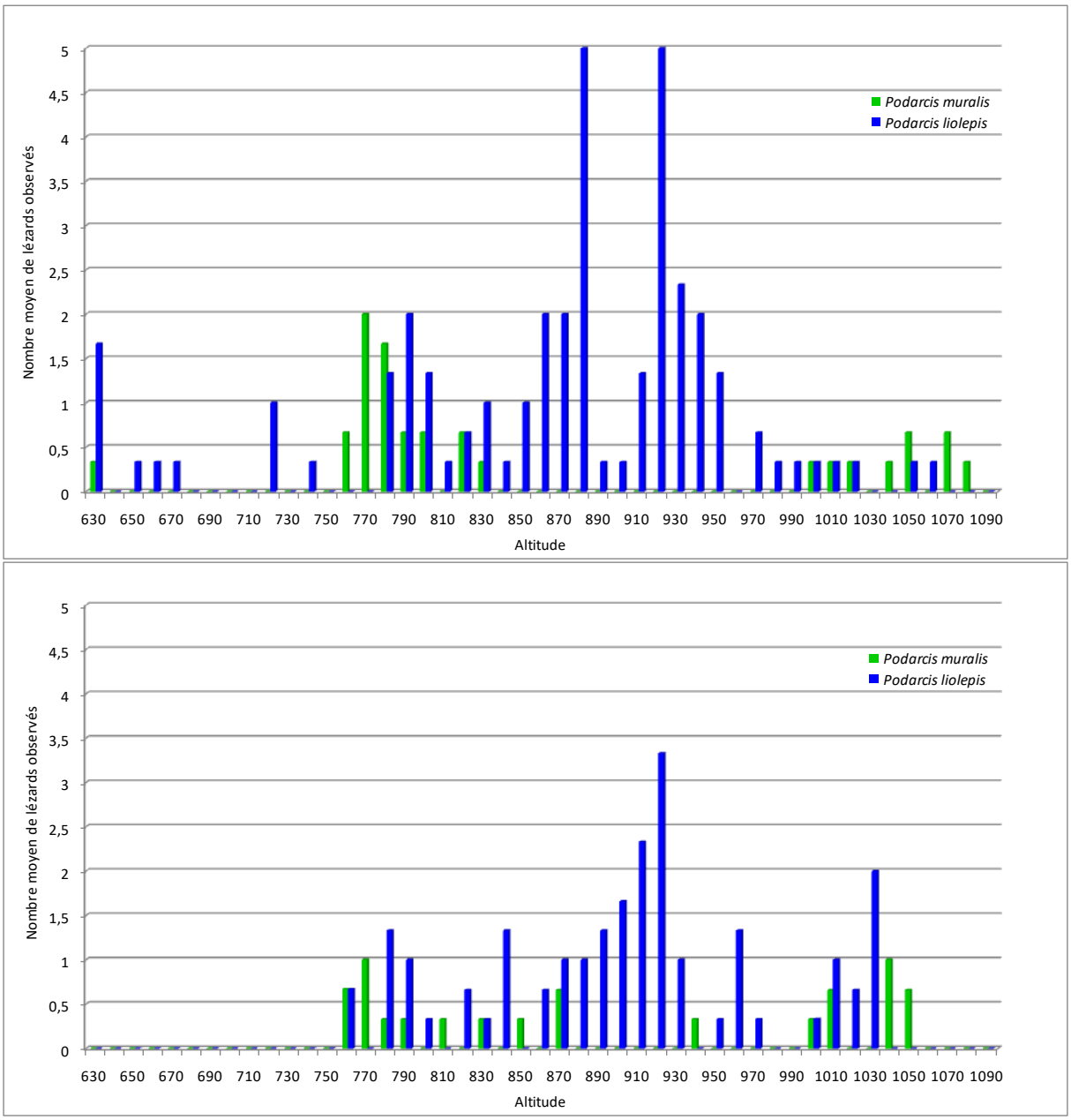


Fig. 380. Lézard catalan – répartition altitudinale des observations 2017 et 2018 sur le chemin de la Mâture (transect).

- Découpage de transects en placettes indépendantes

Les transects de suivi des lézards gris établis dans le protocole initial ont été découpés en sous unités de la manière suivante :

Leur surface a été calculée afin de rester homogène avec les autres sites dont les placettes présentent une superficie de 900m² (Mendive et Estérençuby pour le suivi du Lézard catalan). Par ailleurs, en observant à quelle distance latérale du transect se situent les observations de lézards faites en 2017 et 2018, la configuration idéale pour ces sous unités a été obtenue pour des placettes de 30m² par 30m².

Concernant le nombre de sous unités à retenir, les tests de configuration ont été effectués sur le transect de suivi du Lézard de Bonnal du site Ossau nord car ce site présente la densité de lézards la plus faible de tous les sites, espèces confondues. Ainsi, une configuration adaptée à ce site le sera pour tous les autres.

Les tests ont commencé pour une sélection de 30% de placettes le long du transect d'Ossau nord (Fig. 381), la probabilité de variable du test statistique du Khi-deux y est de 0.0012 (<<0.05). Ce n'est qu'à partir d'une sélection de 60% de placettes que la configuration est fidèle à la réalité du terrain (au risque α), avec P(test stat) = 0.068 (>0.05). La taille et la quantité des placettes ainsi sélectionnées, la dernière étape consiste à repartir ces sous unités sur le site pour qu'elles soient statistiquement indépendantes. Une distribution aléatoire des placettes permet de répondre à cette condition du modèle de Mackenzie *et al.* Enfin, compte tenu du scenario de remontée en altitude des lézards gris sur tous les sites, il est important que la placette la plus en altitude de chaque site soit systématiquement sélectionnée.

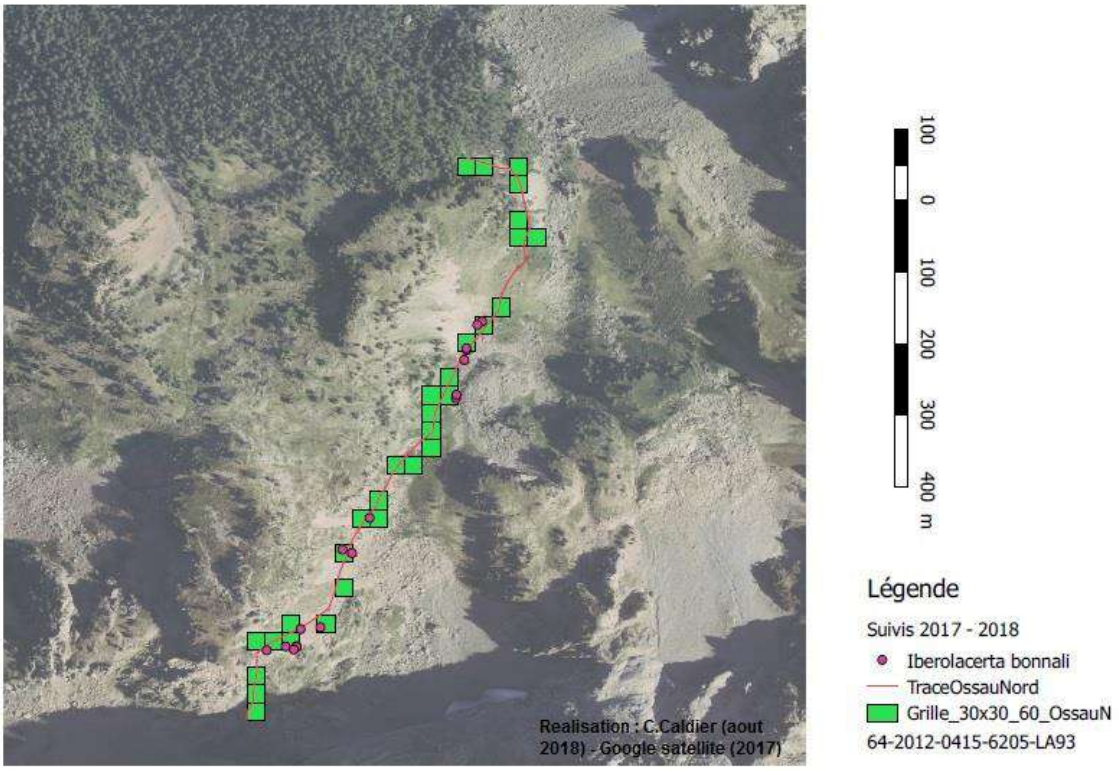


Fig. 381. Cartographie de la configuration d'échantillonnage par placettes indépendantes de 30m² x 30m², site d'Ossau nord (64).

- Modèle d'occupation

– Sélection de covariables

Les deux ACP réalisées sur les données d'échantillonnage de chaque suivi ont chacune permis de restituer près de 50% de l'information initiale dès les deux premiers axes (Fig. 382, Fig. 383). Le cercle des corrélations est donc interprétable dès le premier plan (F1F2) pour chaque ACP et il est confirmé par la méthode non paramétrique de Spearman, qui a mesuré la corrélation entre chaque covariable. Le choix arbitraire a été de discriminer les covariables similaires à plus de 70% (Tab. CXCIII, Tab. CXCIV).

Pour les données liées au suivi du Lézard catalan, le pourcentage de surface rocheuse et la couverture herbacée sont négativement corrélés à plus de 95%. Par ailleurs, la matrice indique que la surface rocheuse et la présence du Lézard catalan sont également corrélées à 18.4% et connaissant l'importance de ce substrat dans l'écologie du Lézard catalan, ce dernier est conservé et la couverture herbacée est laissée de côté pour le modèle d'occupation.

Concernant les données liées au suivi du Lézard de Bonnal, la couverture nuageuse et la température prises le jour du comptage sont corrélées à 73.6%, mais dans ce cas précis, la variable température est trop importante dans le cadre cette étude sur les conséquences du réchauffement climatique (même si elle semble peu corrélée à la présence du Lézard de Bonnal dans cette matrice). Ainsi aucune covariable n'est éliminée pour ce suivi.

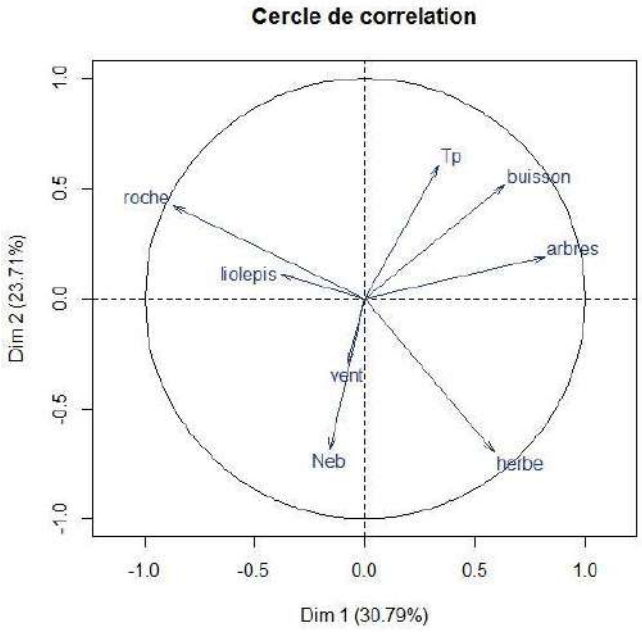


Fig. 382. Cercle des corrélations des covariables environnementales pour le Lézard catalan.

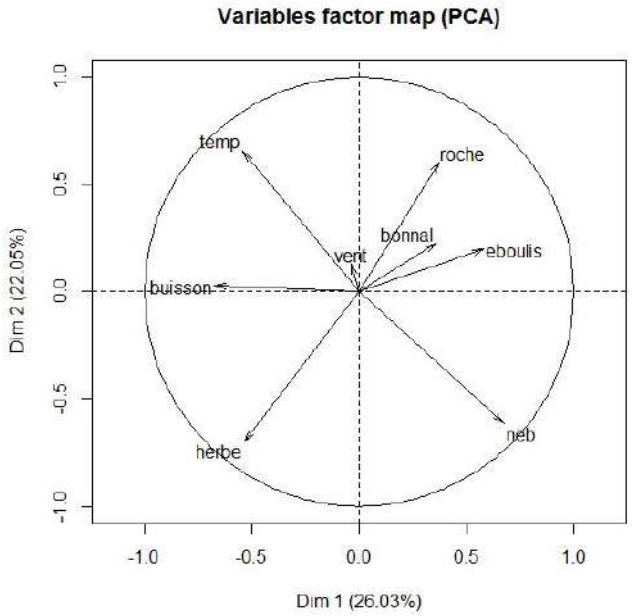


Fig. 383. Cercle des corrélations des covariables environnementales pour le Lézard de Bonnal.

Tab. CXCIII. Matrice de corrélation de Spearman entre covariables d'échantillonnage pour le Lézard catalan.

	Tp	nuage	vent	roche	herbe	buisson	arbres
Tp							
nuage	-0.41702						
vent	-0.05038	0.116903					
roche	-0.09116	-0.07244	-0.17784				
herbe	-0.01696	0.169287	0.22644	-0.95212			
buisson	0.281614	-0.33914	-0.17252	-0.13506	-0.0885		
arbres	0.307298	-0.26157	-0.12579	-0.52684	0.29123	0.652156	
liolepis	0.01996	-0.06487	-0.02188	0.184238	-0.15405	-0.21543	-0.21608

Tab. CXCIV. Matrice de corrélation de Spearman entre covariables d'échantillonnage pour le Lézard de Bonnal.

	Tp	nuage	vent	roche	éboulis	herbe	buisson
Tp							
nuage	-0.7364						
vent	0.05176	-0.0344					
roche	0.087925	-0.00331	0.04361				
éboulis	-0.06031	0.221426	-0.06233	-0.12295			
herbe	-0.0643	0.017356	-0.16489	-0.56935	-0.52972		
buisson	0.144268	-0.34268	0.211297	-0.29786	-0.45532	0.103809	
bonnal	0.068229	0.107879	-0.02318	0.194989	0.145404	-0.11308	-0.31526

– Choix du modèle

Face à la disparité de paysages des sites, un modèle d'occupation a été évalué pour chaque site afin d'avoir un taux d'occupation le plus réaliste possible. Pour site, les modèles sont classés par ordre d'AIC croissant et seuls les modèles présentant un niveau élevé de soutien empirique (dont Δ AIC <2) sont conservés (Tab. CXCV–Tab. CC).

Pour le site de Mendive (Tab. CXCV), le modèle (psi(rocher),p(rocher.temperature.vent)) présente l'AIC le plus bas mais aussi un c-chapeau de 1.348 alors que les modèles suivants présentent moins de surdispersion. Ainsi le modèle conservé sera le suivant : psi(rocher),p(rocher) car il présente un c-chapeau particulièrement bas, une probabilité de variable de test du Khi-deux parmi les plus élevées et aussi par la connaissance de l'écologie du Lézard de Bonnal qui est fortement lié à la présence de rochers. Dans cette logique les modèles dans le Tab. CCI ont été retenus.

Tab. CXCV. Classement des modèles d'occupation pour le site de Mendive.

Mendive	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(rocher),p(rocher.temperature.vent)	25.07	0	1.3478	0.2277
psi(.),p(rocher)	26.08	1.01	0.8623	0.4455
psi(rocher),p(rocher)	26.2	1.13	0.4666	0.8515
psi(.)p(.)	26.34	1.27	0.4387	0.8713
psi(rocher).p(.)	26.5141	1.4441	0.4667	0.8218

Tab. CXCVI. Classement des modèles d'occupation pour le site de Mature.

Mature	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(rocher.buisson),p(t.nebulosite.rocher)	101.2	0	0	0.9901
psi(rocher),p(t.rocher.temperature)	102.32	1.12	1.5352	0.1782
psi(rocher),p(t.nebulosite.rocher)	102.32	1.12	1.5488	0.1782
psi(rocher.buisson),p(nebulosite.rocher.buisson)	103.2	2	1.0878	0.3663

Tab. CXCVII. Classement des modèles d'occupation pour le site d'Esterencuby.

Estérençuby	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(.)p(.)	28.02	0	1.126	0.3762
psi(buisson),p(buisson)	29.59	1.57	1.183	0.2673
psi(.)p(t)	31.23	3.21	1.716	0.2079
psi(buisson),p(buisson.vent)	31.33	3.31	1.1909	0.3069

Tab. CXCVIII. Classement des modèles d'occupation pour le site d'Arrious.

Arrious	AIC	△ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(roc her),p(t.roc her.eboulis.buisson)	124.9	0	0	0.99
psi(buisson.roc her.eb),p(t)	127.58	2.68	8.41	0
psi(roc her.eboulis.buisson),p(t.roc her.eboulis.buisson)	128.07	3.17	6.5	0

Tab. CXCIX. Classement des modèles d'occupation pour le site d'Anglas.

Anglas	AIC	△ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(roc her),p(t.roc her.eboulis.buisson.vent)	113.45	0	1.0267	0.347
psi(roc her),p(t.roc her.eboulis.buisson)	114.57	1.12	0	0.99
psi(roc her.buisson.eboulis),p(t.roc her.eboulis.buisson.vent)	115.22	1.77	1.121	0.2871

Tab. CC. Classement des modèles d'occupation pour le site d'Ossau nord.

Ossau nord	AIC	△ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(roc her),p(roc her.buisson)	113.45	0	0.5148	0.8218
psi(.),p(.)	114.57	1.43	0.6413	0.6733
psi(roc her),p(roc her.buisson.temp)	115.22	1.82	0.6963	0.5743

Tab. CCI. Modèles d'occupation retenus pour chaque site de suivi des lézards gris.

Site Mendive	psi(roc her),p(roc her)
Site Mature	psi(roc her.buisson),p(t.nebulosite.roc her)
Site Esterenc uby	psi(.)p(.)
Site Arrious	psi(roc her),p(t.roc her.eboulis.buisson)
Site Anglas	psi(roc her),p(t.roc her.eboulis.buisson)
Site d'Ossau nord	psi(rocher),p(rocher.buisson)

8.6.3 Discussion

- Répartition altitudinale des espèces de lézards gris

Nos premiers résultats (c'est-à-dire sur la base d'une comparaison entre deux années seulement), n'ont pas montré d'événements de colonisation majeurs sur des placettes situées plus au nord sur les sites de **Mendive** et **Esterençuby**. Nous nous gardons bien d'en tirer une première conclusion, au vu des faibles effectifs et des variations annuelles importantes sur chacune des placettes.

Sur le site de la **Mâture**, les mouvements observés paraissent peu significatifs : le Lézard catalan se cantonne au centre du transect, entouré par des individus de Lézards des murailles en amont et en aval.

Concernant le Lézard de Bonnal, les résultats varient en fonction des sites. Sur le site de **Peyreget**, le Lézard de Bonnal n'a pas été contacté durant les trois passages.

Sur le site d'**Ossau Nord**, les effectifs observés de Lézard de Bonnal (n = 4) et de Lézard des murailles (n = 4) sont très faibles. Il est donc trop tôt pour faire ressortir une tendance en particulier.

Sur le site d'**Anglas** où seul le Lézard de Bonnal est présent, la population semble stable et n'a pas montré de mouvements altitudinaux majeurs. Le Lézard de Bonnal le plus bas a été observé à 1998 m en 2017 et 1996 m en 2018. La moyenne altitudinale est passé de 2174 m (n = 78) en 2017 à 2156 m (n = 70) en 2018.

Le site d'**Arrious** présente les plus grandes densités de lézards (de murailles et de Bonnal). Des mouvements semblent être visibles dès à présent, même si la prudence doit rester de mise après seulement deux années de suivi. A noter que nous avons la chance, pour ce site, de posséder quelques données d'observations pour les années 2011 et 2016 se rapprochant du protocole actuellement mis en place et qui permet quelques comparaisons.

Le Lézard des murailles semblent avoir progressé d'environ 20 m en altitude, quand le Lézard de Bonnal est resté stable. Si l'on regarde plus en arrière encore, cette progression se confirme et semble de plus grande ampleur entre 2011 et 2018. Ainsi, le Lézard des murailles n'avait pas été observé au-delà de 2045 m en 2011. En 2016, un individu isolé, une femelle adulte, est observée à 2087 m. En 2017, un puis deux individus sont observés à ces mêmes hauteurs (2076 m). En 2018, jusqu'à 8 individus sont observés entre 2067 et 2096 m. La hauteur maximale a donc progressé d'environ 50 m en sept ans. Entre 2017 et 2018, la hauteur moyenne des observations a progressé de 20 m (2017 : 1899 m, n = 60 ; 2018 : 1924 m, n = 74). En résumé, une petite population de Lézard de Bonnal semble en cours d'installation à une altitude supérieure aux stations précédemment connues.

A l'inverse, la population de Lézard de Bonnal est apparue relativement stable. Si le Lézard de Bonnal le plus bas a été observé à 2030 m en 2017 contre 2047 m en 2018, l'altitude moyenne est passée de 2103 (n = 104) à 2014 m (n = 214). Il convient là encore d'être prudent et de confirmer nos observations par de futurs relevés.

- Protocole d'échantillonnage

Le nombre de placettes a été calculé d'une part, pour que l'échantillon complet soit représentatif de la zone d'étude mais aussi afin de minimiser l'effort de suivi. A terme, le protocole devrait entièrement reposer sur cette nouvelle configuration de sites échantillonnés selon des placettes indépendantes. Il semble que la méthode d'échantillonnage soit un élément crucial à prendre en

compte pour ajuster les modèles de détection et pour obtenir une estimation non biaisée de la probabilité d'occupation (BAILEY *et al.*, 2004 ; PELLET & SCHMIDT, 2005). Les résultats obtenus pour les modèles d'occupation de ces deux années de suivis sont globalement satisfaisants et valident notre protocole ainsi que notre méthode d'échantillonnage.

Cependant, concernant le site d'Ossau nord les résultats ne sont pas concluants. Le découpage du site pourrait être revu mais la densité en lézards est si faible que le modèle d'occupation pourrait ne jamais fonctionner, auquel cas il faudrait s'en reporter aux valeurs descriptives. Globalement, il sera judicieux d'observer d'une part les mouvements populationnels sur les cartes de chaleur et d'autre part l'évolution du taux d'occupation des placettes dans le temps, afin d'ajuster le découpage si un brusque changement du taux d'occupation n'était pas explicable. De plus, en vue d'un déplacement potentiel des populations de lézards en altitude, il serait intéressant de considérer la méthode de l'adaptive sampling (BESNARD & SALLES, 2010) : si la dernière placette voit son taux d'occupation augmenter, l'observateur pourra prospecter les placettes adjacentes une par une jusqu'à ce que l'espèce soit détectée, et ajouter au plan d'échantillonnage la quantité de placettes indépendantes nécessaires sans pour autant devoir changer le modèle d'occupation et les résultats obtenus dans l'ancienne configuration.

Par ailleurs, maintenant que chaque site est constitué de placettes de surface connue, il est possible de calculer la densité moyenne de lézard par placette et par site. Cette information est à intégrer comme covariable explicative dans les modèles d'occupation, ainsi les taux d'occupation pourront être comparés entre sites avec plus de justesse. Il ressort également dans une autre étude menée sur une communauté de salamandres terrestres dans le Parc national des Great Smoky Mountains (BAILEY *et al.*, 2004), que l'effort d'échantillonnage influence fortement la probabilité de détection, ce qui parait plutôt intuitif. Le suivi est effectué par un nouveau stagiaire chaque saison avec l'aide du maitre de stage pour le premier comptage sur chaque site. Ainsi, la meilleure alternative semble de simplement tenir compte du changement d'observateur comme covariable dans un modèle multisaison, avec pour seule récurrence l'observateur du premier comptage effectué sur chaque site, à chaque saison. Enfin, prendre en compte la phénologie de chaque espèce pourrait également venir appuyer l'importance de certaines détections. En effet, pour le Lézard de Bonnal par exemple, si un individu était détecté en dehors de sa période normale d'activité (fin mai à début octobre) ou dans des fenêtres de températures au-delà de son maximum thermique critique, cela devrait peser certainement plus dans le modèle d'occupation qu'une observation faite pendant un pic d'activité (en période d'accouplement par exemple). Cependant cette approche nécessiterait de modifier le protocole et d'ajouter des dates de prospection.

- **Modèles d'occupation**

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que plusieurs variables environnementales, notamment en lien avec des éléments paysagers des placettes, influencent la probabilité de détection et d'occupation des deux espèces de lézards étudiées. Concernant le Lézard de Bonnal, le seul modèle correct sur le site d'Arrious est psi(roche),p(t.rocher.eboulis.buisson), malgré l'abondance de lézards et le fait que ce site soit le plus grand et donc contienne le plus grand nombre de placettes. On peut l'expliquer ainsi : les relations entre environnement et présence des lézards sont décrites ici comme linéaires. Chaque modèle se lit ainsi : logit(psi) = a1*covariable1 + a2*covariable 2 + a3*c3... etc. Par exemple dans le cas du site de Mendive, logit(psi) = a1*1 + a2*(rocher). Comme observé avec l'altitude, la présence d'une espèce peut être corrélée aux covariables selon différents types de relations, comme une relation logarithmique décimale ou une relation quadratique. Il serait intéressant d'observer dans

un premier temps la distribution de la présence d'une espèce selon chaque covariable, et munis de la tendance visible graphiquement, explorer les relations les plus adéquates.

La méthode d'occupation à une saison a permis d'ajuster les modèles et de comparer les taux d'occupation d'une année sur l'autre. Celle-ci implique que la population est fermée sur toute la saison. La méthode d'occupation dynamique permet de considérer qu'il peut y avoir des colonisations et des extinctions entre les sessions d'observation. Dans le cas du Lézard catalan, qui produit plusieurs pontes par saison, la méthode dynamique pourrait être plus adaptée à son écologie que celle utilisée actuellement.

- Conclusion

Les cartes de chaleur et graphiques de répartition altitudinale montrent un début de tendance à la remontée en altitude du Lézard des murailles sur le site d'Arrious et du Lézard catalan sur le site de la Mature. Les taux d'occupation montrent une tendance à la colonisation des sites entre 2017 et 2018, hormis pour les sites d'Anglas et d'Ossau nord.

Les résultats de cette étude, au bout de deux ans de suivis des lézards gris, nous permet ainsi d'avancer que la configuration d'échantillonnage des transects et les modèles d'occupation par site déterminés semblent pertinents. Les déplacements populationnels de 2017 à 2018 semblent aller dans le sens des hypothèses de colonisation du Lézard des murailles et du Lézard catalan. Cependant, malgré le fait que les lézards gris sont des espèces ectothermes et leur réponse au changement de leur environnement est très rapide, deux années de suivi ne permettent pas de proposer un scenario fiable, simplement parce que nous ne disposons pas encore d'assez de recul et que les covariables climatiques utilisées ici sont saisonnières et ne définissent pas un modèle climatique.

Pour la prochaine saison de suivi, réajuster le protocole d'échantillonnage en tenant compte des nouvelles covariables d'intérêt apporterait plus de précision à l'étude. Le suivi du décalage du point de chevauchement le long d'un gradient altitudinal entre les deux espèces de lézards permettra d'apporter des réponses quant aux limites de leurs syntopies, ainsi qu'à leurs devenirs.

Il serait également intéressant d'utiliser un modèle multisaison après plusieurs années de suivi, en rapport avec les covariables pour calculer un taux d'extinction et/ou de colonisation pour chaque espèce. Les résultats du modèle d'occupation dynamique multisaison de Mackenzie *et al.*, une fois idéalement ajusté, devraient fournir des modèles d'occupation probabilistes fiables. A terme, ces résultats pourraient constituer des arguments pour orienter les politiques de conservation.

Par ailleurs, les résultats d'une autre étude menée sur un cortège d'une douzaine de reptiles en Espagne montrent une tendance unique, la remontée de ces espèces selon un gradient latitudinal pour faire face aux hausses de température (Moreno-Rueda *et al.*, 2011). Ces conclusions pourraient complément modifier les scenarios proposés actuellement : la remontée vers le nord du Lézard des murailles par exemple, pourrait éviter la situation d'exclusion compétitive avec le Lézard de Bonnal. Il en va de même pour les espèces prédatrices telles que la Vipère aspic *Vipera aspis* et la Coronelle lisse *Coronella austriaca*. Mais la réponse des reptiles n'est pas seulement liée à leur capacité de dispersion, elle peut aussi être contrainte par de potentielles barrières géographiques et anthropiques.

Lors des dernières périodes interglaciaires il semblerait que le Lézard de Bonnal ait trouvé refuge dans des abris (ce qui a provoqué le fractionnement de ses populations) alors que les conditions climatiques étaient bien pires qu'aujourd'hui (Pottier, 2017). Cela indique que le Lézard de Bonnal n'a pas développé de réponse écophysiologique adaptative face à la hausse de température dans le passé.

Le phénomène actuel de réchauffement est aggravé par les activités humaines. Son isolement en altitude et dans une chaine de montagne peu exploitée épargne au Lézard de Bonnal de nombreuses menaces anthropiques qui pèsent généralement sur l'herpétofaune, mais sa niche thermique étroite rend ce lézard pyrénéen particulièrement sensible. En pratique, cela signifie une probabilité de recolonisation faible ou nulle en cas d'extinction locale.

Dans l'actuel contexte d'intensification anthropique du réchauffement climatique global, le maintien de la ceinture alpine des Pyrénées est incertain à moyen terme et les espèces qui lui sont liées apparaissent toutes très vulnérables. Avec plus de recul, le programme les sentinelles du climat devrait permettre de proposer des scenarios fiables pour le Lézard de Bonnal et le Lézard catalan mais aussi pour un cortège d'espèces dépendantes du climat montagnard. Cependant, les mesures à prendre sont d'ordre mondial et dépassent la problématique de conservation de ces espèces.

8.7 Marmotte des Alpes (Marmota marmota)

Auteurs : Philippe Legay, Thomas Ruys

La Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*) est un mammifère de la famille des Sciuridés qui a la particularité d'hiberner. Dans un secteur du massif alpin, 20 ans de recherche ont montré que le réchauffement climatique était à l'origine d'une baisse de la condition physique des femelles au moment de la sortie de l'hibernation. En effet, les femelles sont obligées de puiser plus dans leurs réserves en hiver du fait d'une diminution de la couche neigeuse (isolant thermique du gîte) au cours de l'hiver. Ce changement de métabolisme a pour conséquence une diminution de la taille des portées chez les femelles et donc une moins bonne reproduction (TAFANI *et al.*, 2013).

La question est donc de savoir si la population pyrénéenne est touchée par le même phénomène, à savoir, sur le long terme, une baisse de la taille des portées de marmottes qui fréquentent la vallée d'Ossau. Cette vallée a été choisie comme secteur d'étude du programme les sentinelles du climat en raison de sa population de marmottes représentative à l'échelle du département des Pyrénées-Atlantiques. Après avoir fait un rappel sur la méthodologie mise en place et sur les sites suivis, les résultats des comptages sont présentés et comparés sur la période 2016-2018. Enfin, nous discutons ces résultats et donnons des hypothèses qu'il serait intéressant de vérifier à moyen ou long terme.

8.7.1 Complément au matériel et méthodes

- **Sélection des sites**

La méthodologie et les sites suivis ont été rigoureusement les mêmes qu'en 2017 (MALLARD, 2017b). Les sites suivis en 2017 ont été maintenus et reconduits en 2018. Le site d'Aule était à nouveau accessible et les comptages ont pu être réalisés sans difficulté. Un éboulement sur le chemin d'accès au printemps 2017 n'avait permis de faire qu'un seul comptage. Le suivi de la Marmotte des Alpes se fait sur la base de 15 sites validés (Fig. 384). Ils sont répartis en 8 classes d'altitudes qui couvrent des plages de 100m de dénivelé entre 1300 et 2300m d'altitude (Tab. CCII).

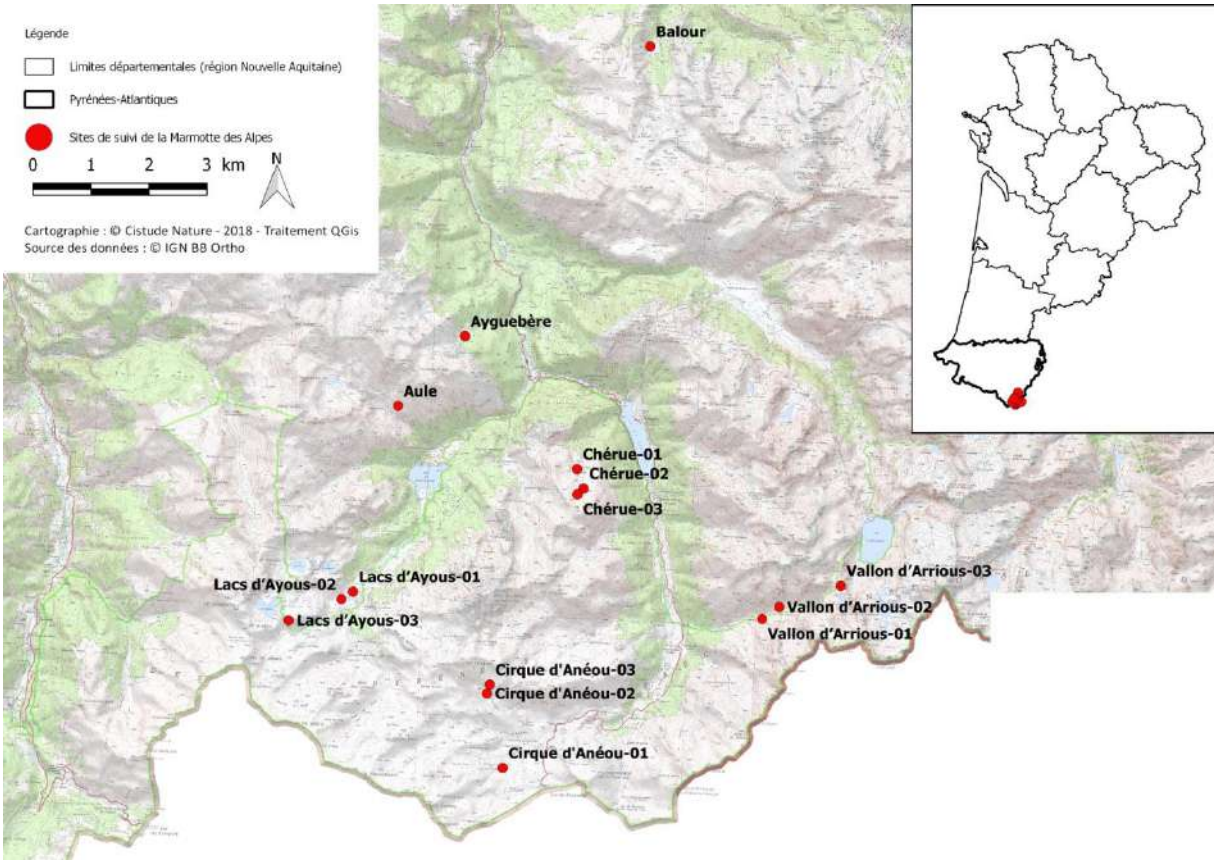


Fig. 384. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi Marmotte des Alpes Marmota marmota.

Tab. CCII. Liste des 15 sites échantillonnés depuis 2017.

		Classes d'altitude par tranche de 100m de dénivelé								Latitude	Longitude
Site	Point d'échantillonnage	1300-1400	1500-1600	1600-1700	1700-1800	1800-1900	1900-2000	2000-2100	2200-2300		
Aule	Aule				1					[redacted]	[redacted]
Ayguebère	Ayguebère		1							[redacted]	[redacted]
Balour	Balour	1								[redacted]	[redacted]
Chérue	Chérue-01					1				[redacted]	[redacted]
	Chérue-02						1			[redacted]	[redacted]
	Chérue-03							1		[redacted]	[redacted]
Anéou	Cirque d'Anéou-01					1				[redacted]	[redacted]
	Cirque d'Anéou-02						1			[redacted]	[redacted]
	Cirque d'Anéou-03							1		[redacted]	[redacted]
Ayous	Lacs d'Ayous-01			1						[redacted]	[redacted]
	Lacs d'Ayous-02				1					[redacted]	[redacted]
	Lacs d'Ayous-03							1		[redacted]	[redacted]
Arrious	Vallon d'Arrious-01					1				[redacted]	[redacted]
	Vallon d'Arrious-02						1			[redacted]	[redacted]
	Vallon d'Arrious-03								1	[redacted]	[redacted]
Total général		1	1	1	2	3	3	3	1		

- **Nombre de campagne de relevés**

En trois ans de suivi, 126 comptages ont été réalisés, 48 en 2016 (année de mise en place du suivi), 38 en 2017 et 43 en 2018. Jusqu'à trois passages par point d'échantillonnage peuvent être effectués dans le cas où aucun marmotton ne serait dénombré. L'objectif du suivi est d'avoir au moins deux comptages avec marmottons. En 2018, seuls deux sites sur les 15 suivis n'ont nécessité que deux passages. Sur les 13 autres sites, trois comptages ont été réalisés. Depuis 2017, les comptages sont effectués exclusivement le matin entre 7h45 et 13h. Les résultats obtenus en 2016 lors des comptages en fin de journées n'étaient pas satisfaisants (Tab. CCIII).

Tab. CCIII. Dates des suivis 2016, 2017, 2018 de la Marmotte des Alpes (Marmota marmota).

Nom du site	Passage 1		Passage 2		Passage 3		Observateur
	Date	Horaire	Date	Horaire	Date	Horaire	
Aule	23/07/2016	08:20	04/08/2016	08:20			T. Ruys & Q. Escolar
Aule	03/08/2017	07:50					T. Ruys & L. Grégoire
Aule	09/07/2018	09:00	26/07/2018	08:50	23/08/2018	08:40	P. Legay & C. Caldier
Ayguebère	03/07/2017	08:40	25/07/2017	09:20			T. Ruys & L. Grégoire
Ayguebère	06/07/2018	09:03	18/07/2018	08:00			P. Legay & C. Caldier
Balour	03/07/2017	09:00	17/07/2017	08:50	28/07/2017	08:10	T. Ruys & L. Grégoire
Balour	22/07/2018	10:50	04/08/2018	08:30	23/08/2018	11:40	P. Legay & C. Caldier
Chérue-01	07/08/2016	08:30	25/07/2016	10:40			T. Ruys & Q. Escolar
Chérue-01	07/07/2017	09:10	18/07/2017	08:40	27/07/2017	08:50	T. Ruys & L. Grégoire
Chérue-01	06/07/2018	08:30	25/07/2018	08:15	10/08/2018	08:10	P. Legay & C. Caldier
Chérue-02	25/07/2016	08:30	07/08/2016	10:00			T. Ruys & Q. Escolar
Chérue-02	07/07/2017	10:40	18/07/2017	09:50			T. Ruys & L. Grégoire
Chérue-02	06/07/2018	11:20	25/07/2018	09:30	10/08/2018	09:40	P. Legay & C. Caldier
Chérue-03	25/07/2016	09:40					T. Ruys & Q. Escolar
Chérue-03	07/07/2017	11:50	18/07/2017	10:50			T. Ruys & L. Grégoire
Chérue-03	06/07/2018	10:30	25/07/2018	10:35	10/08/2018	10:35	P. Legay & C. Caldier
Cirque d'Anéou-01	11/07/2016	10:30	23/07/2016	19:00	05/08/2016	08:30	T. Ruys & Q. Escolar
Cirque d'Anéou-01	04/07/2017	07:45	19/07/2017	08:20	26/07/2017	07:50	T. Ruys & L. Grégoire
Cirque d'Anéou-01	02/07/2018	08:20	18/07/2018	09:30	01/08/2018	08:20	P. Legay & C. Caldier
Cirque d'Anéou-02	11/07/2016	12:30					T. Ruys & Q. Escolar
Cirque d'Anéou-02	13/07/2017	09:50	19/07/2017	10:20	26/07/2017	10:30	T. Ruys & L. Grégoire
Cirque d'Anéou-02	02/07/2018	11:30	23/07/2018	08:50	01/08/2018	11:16	P. Legay & C. Caldier
Cirque d'Anéou-03	11/07/2016	13:45					T. Ruys & Q. Escolar
Cirque d'Anéou-03	13/07/2017	09:00	19/07/2017	11:10	26/07/2017	09:40	T. Ruys & L. Grégoire
Cirque d'Anéou-03	02/07/2018	10:30	23/07/2018	10:00	01/08/2018	10:30	P. Legay & C. Caldier
Lacs d'Ayous-01	09/07/2016	14:10	13/07/2016	09:00	30/07/2016	19:25	T. Ruys & Q. Escolar
Lacs d'Ayous-01	12/07/2017	08:20	26/07/2017	08:20			T. Ruys & L. Grégoire

Nom du site	Passage 1		Passage 2		Passage 3		Observateur
	Date	Horaire	Date	Horaire	Date	Horaire	
Lacs d'Ayous-01	03/07/2018	08:30	17/07/2018	08:30			P. Legay & C. Caldier
Lacs d'Ayous-02	09/07/2016	11:05	13/07/2016	10:25	30/07/2016	18:05	T. Ruys & Q. Escolar
Lacs d'Ayous-02	05/07/2017	10:10	12/07/2017	09:40			T. Ruys & L. Grégoire
Lacs d'Ayous-02	03/07/2018	09:30	17/07/2018	09:30	01/08/2018	08:45	P. Legay & C. Caldier
Lacs d'Ayous-03	02/08/2016	09:40					T. Ruys & Q. Escolar
Lacs d'Ayous-03	12/07/2017	11:40	26/07/2017	10:30			T. Ruys & L. Grégoire
Lacs d'Ayous-03	03/07/2018	11:30	19/07/2018	11:00	01/08/2018	10:35	P. Legay & C. Caldier
Vallon d'Arrious-01	14/07/2016	10:45	21/07/2016	08:20			T. Ruys & Q. Escolar
Vallon d'Arrious-01	13/07/2017	08:30	25/07/2017	10:20			T. Ruys & L. Grégoire
Vallon d'Arrious-01	11/07/2018	09:50	24/07/2018	12:00	31/07/2018	08:30	P. Legay & C. Caldier
Vallon d'Arrious-02	14/07/2016	11:55	18/07/2016	16:45	21/07/2016	09:40	T. Ruys & Q. Escolar
Vallon d'Arrious-02	13/07/2017	09:50	25/07/2017	09:30	27/07/2017	09:30	T. Ruys & L. Grégoire
Vallon d'Arrious-02	10/07/2018	11:10	24/07/2018	10:50	31/07/2018	08:30	P. Legay & C. Caldier
Vallon d'Arrious-03	14/07/2016	10:45					T. Ruys & Q. Escolar
Vallon d'Arrious-03	13/07/2017	10:40	27/07/2017	08:10			T. Ruys & L. Grégoire
Vallon d'Arrious-03	10/07/2018	09:25	24/07/2018	09:05	31/07/2018	09:55	P. Legay & C. Caldier

8.7.2 Résultats exploratoires

Les comptages des marmottes ont été effectués dans les même conditions qu'en 2017, à savoir des comptages matinaux exclusivement entre 8h et 12h40, pendant 40 minutes, et par des observateurs identiques au fil de la saison et expérimentés. Les résultats permettent de faire les premières comparaisons entre les effectifs sur les trois années de suivi.

En raison d'un nombre de comptages plus importants en 2018 par rapport à 2017 (87% des sites ont nécessité au moins trois passages dans la saison en 2018 en raison d'un fort échec de reproduction contre seulement 40% en 2017), la moyenne du nombre de comptages par jour est de 2,2 ce qui est plus proche de ce qui avait été observé en 2016 (Tab. CCIV).

Tab. CCIV. Comparatif des résultats globaux de 2016 à 2018.

	2016	2017	2018
Début comptages	09/07/2016	03/07/2017	02/07/2018
Fin comptages	09/08/2016	03/08/2017	23/08/2018
Nombre de jours	20	14	19
Nombre de comptages	48	38	43
Moyenne comptage/jour	2,1	2,7	2,2
Dérangements :			
Non	26 (54%)	27 (71%)	31 (72%)
Origine naturelle	14 (29%)	2 (5%)	4 (9%)
Origine anthropique	8 (17%)	9 (24%)	8 (19%)

En ce qui concerne le nombre maximum de marmottons observés, les Tab. CCV à Tab. CCVI résument les résultats de 2016 à 2018 par secteur de comptages.

Tab. CCV. Comparatif des résultats des comptages entre 2016 et 2018

	2016		2017		2018	
	Nb jeunes	Nb SA/Adultes	**Nb jeunes**	Nb SA/Adultes	**Nb jeunes**	Nb SA/Adultes
Ayguebère	**–**	–	**4**	5	**3**	2
Balour	**–**	–	**2**	2	**0**	1
Cirque d'Anéou-01	**2**	5	**1**	5	**0**	3
Cirque d'Anéou-02	**0**	4	**0**	3	**0**	3
Cirque d'Anéou-03	**0**	2	**3**	1	**0**	2
Lacs d'Ayous-01	**4**	6	**0**	4	**3**	2
Lacs d'Ayous-02	**4**	5	**3**	4	**0**	2
Lacs d'Ayous-03	**3**	4	**5**	3	**0**	2
Vallon d'Arrious-01	**3**	2	**3**	4	**0**	3
Vallon d'Arrious-02	**5**	4	**2**	4	**0**	4
Vallon d'Arrious-03	**4**	3	**3**	3	**1**	4
Chérue-01	**4**	2	**0**	3	**6**	3
Chérue-02	**6**	1	**1**	2	**0**	6
Chérue-03	**2**	2	**4**	4	**1**	11
Aule	**4**	2	**3**	4	**3**	6
TOTAL	**41**	**42**	**34**	**51**	**17**	**54**

Le point d'échantillonnage Cirque d'Anéou-02 est le seul site où aucun marmotton n'a été dénombré depuis la mise en place du suivi malgré la présence d'adultes. Seuls les points d'échantillonnage d'Aule, Chérue-03 et Vallon d'Arrious-03 ont vu la naissance de marmottons sur les trois années de suivi (20% des 15 sites échantillonnés entre 2016 et 2017). En comparaison avec l'année 2017, les sites d'échantillonnage Lacs d'Ayous-01 et Chérue-01 ont permis à nouveau de constater la naissance de marmottons. En trois années de suivi, les résultats montrent une certaine constance du nombre d'adultes voire une légère augmentation. A l'inverse, les effectifs de marmottons sont en nette diminution entre 2016 et 2018 avec -59% de marmottons (Tab. CCVI).

Tab. CCVI. Comparatif des résultats en moyenne globale et par secteur.

	2016		2017		2018	
	Moyenne nb max. jeunes	Moyenne SA/Adultes	**Moyenne nb max. jeunes**	Moyenne SA/Adultes	**Moyenne nb max. jeunes**	Moyenne SA/Adultes
Ayguebère	**–**	–	**4**	5	**3**	2
Balour	**–**	–	**2**	2	**0**	1
Cirque d'Anéou-01	**0,7**	3,7	**1,3**	3,0	**0**	2,6
Cirque d'Anéou-02						
Cirque d'Anéou-03						
Lacs d'Ayous-01	**4,3**	5,0	**2,7**	3,7	**1**	2
Lacs d'Ayous-02						
Lacs d'Ayous-03						
Vallon d'Arrious-01	**4,0**	3,0	**2,7**	3,7	**0,3**	3,6
Vallon d'Arrious-02						
Vallon d'Arrious-03						
Chérue-01	**3,7**	1,7	**1,7**	3,0	**2,3**	6,6
Chérue-02						
Chérue-03						
Aule	**4**	2	**3**	4	**3**	6
MOYENNE	**3,3**	3,3	**2,5**	3,5	**1,4**	3,4

Le Tab. CCVI permet de confirmer la baisse de la moyenne du nombre maximal de jeunes marmottes par site d'étude, passant de 3,3 jeunes en 2016 à 1,4 en 2018. Entre 2017 et 2018, il n'y a que sur le site de Chérue (trois points d'échantillonnage) qu'il y a eu une augmentation du nombre de jeunes sans atteindre pour autant le score de 2016. Partout ailleurs, la moyenne du nombre maximal de jeunes est en nette baisse (Fig. 385).

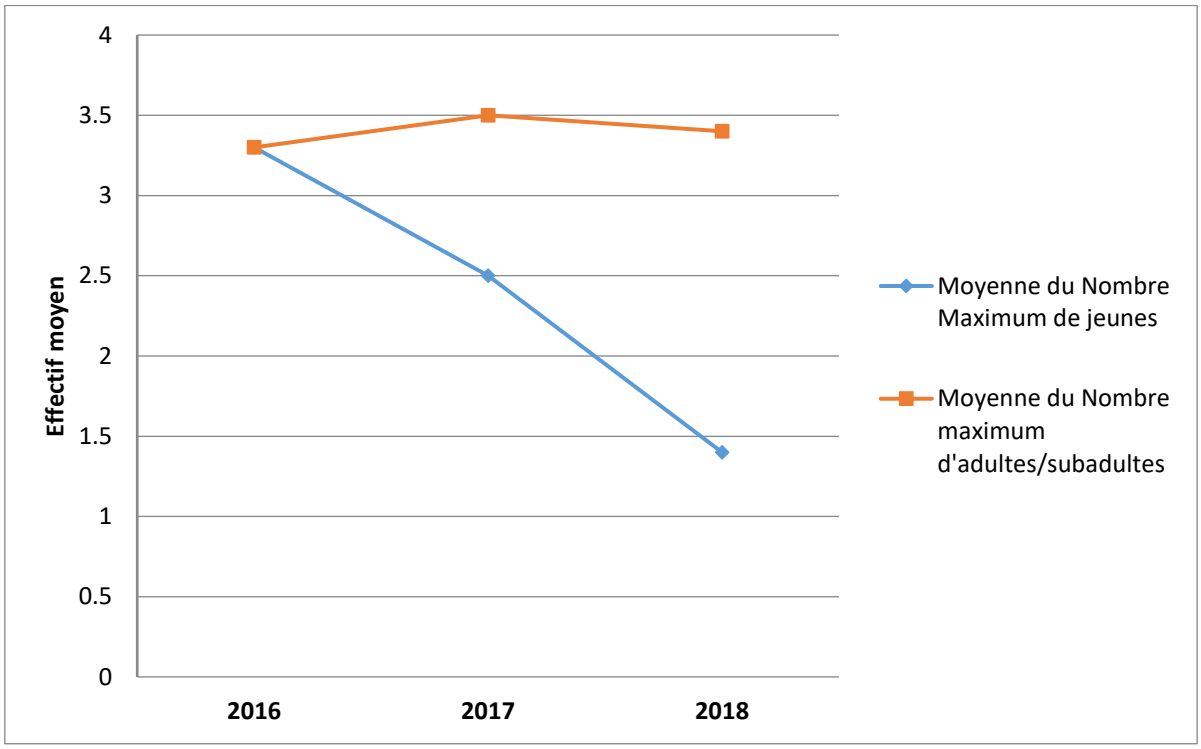


Fig. 385. Moyenne du nombre maximum de jeunes en fonction du temps.

Dans la continuité de ce qui avait été observé entre 2016 et 2017, les résultats obtenus en 2018 montrent une nette baisse de la moyenne du nombre maximal de marmottons observés sur chacun des sites. Les effectifs des adultes ou subadultes ne semblent pas suivre cette tendance et sont au contraire plutôt stables (Tab. CCVII).

Tab. CCVII. Nombre de marmottons comptabilisés par tranche altitudinale

	2016		2017		2018	
Classe altitude (m)	**Moy. Nb max jeunes**	**Nb secteurs concernés**	**Moy. Nb max jeunes**	**Nb secteurs concernés**	**Moy. Nb max jeunes**	**Nb secteurs concernés**
1300–1600	–	0	**3**	2	**1,5**	2
1600–1800	**4**	3	**2**	3	**2**	3
1800–2000	**3,3**	6	**1,2**	6	**1**	6
2000–2300	**2,3**	4	**3,8**	4	**0,5**	4

Une baisse de la moyenne maximale des marmottons par tranche altitudinale est observée sur l'ensemble des classes altitudinales. La plus spectaculaire est celle constatée sur la tranche 2000–2300 mètres notamment entre 2017 et 2018 où la moyenne du nombre maximal de jeunes observés est passée de 3,8 à 0,5 jeunes (Fig. 386).

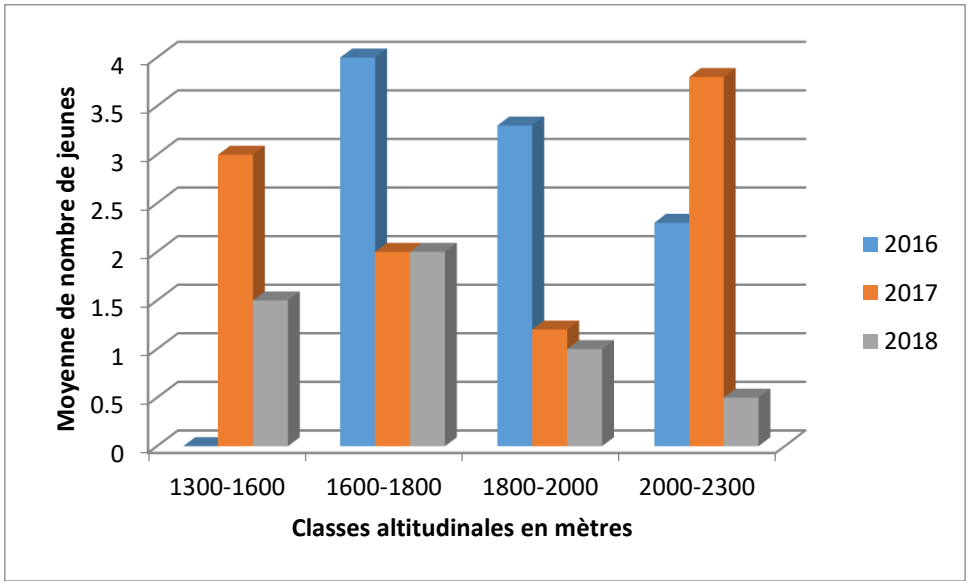


Fig. 386. Moyenne du nombre de jeunes en fonction des classes altitudinales en mètres.

8.7.3 Discussion

Le suivi de la Marmotte des Alpes en vallée d'Ossau n'a connu aucune évolution entre 2017 et 2018. Le protocole et les sites de suivis sont stabilisés et seront reconduits en 2019. Aucun nouveau site n'a été ajouté en 2018 y compris sur le secteur du lac d'Aule qui pouvait potentiellement remplacer à terme le secteur du cirque d'Anéou. Toutefois, les sites choisis dans le cirque d'Anéou sont soumis aux mêmes contraintes météorologiques et climatiques. Ce qui semble le plus contraignant n'est pas tant la configuration du site de comptage mais bien le succès de reproduction des familles. En effet, aucun marmotton n'a été dénombré sur ce secteur en 2018. Par ailleurs, le site Cirque d'Anéou-02 n'a jamais vu le moindre marmotton dénombré depuis la mise en place du protocole. Il sera intéressant de suivre l'évolution des familles de ce secteur pour être certain de leur pertinence sur le long terme en ayant écarté le biais lié à la qualité des observations. En effet, la famille suivie sur le site Cirque d'Anéou-01 est sur deux versants du petit mamelon et le versant exposé au nord n'est pas visible pendant le comptage. La problématique est similaire sur le site Balour où une seule marmotte adulte a été contactée en 2018 après 3 passages spécifiques sur le site.

Les contraintes d'accès et de temps de déplacement conditionnent énormément le choix des sites de suivi. En effet, l'optimisation des déplacements et du temps de comptage permet de réaliser plus de comptages sur plus de sites. Sur les 15 sites suivis en 2017 et 2018, la tranche altitudinale 1800-2000 m est la mieux représentée avec 6 sites. La classe altitudinale 1300-1600 m est la plus compliquée à suivre car les sites appropriés se font rares. Avec seulement deux sites suivis depuis 2017, cette tranche altitudinale souffre sûrement d'un manque de sites suivis mais les tentatives de découvertes de sites adaptés sont restées vaines jusqu'à présent. A l'image des données diffusées sur le portail faune-aquitaine.org (Fig. 387), les observations en dessous de 1600 m d'altitude sont plus rares qu'au-dessus de 1700 m d'altitude. Par ailleurs, certains sites en dessous de 1600 m ne répondent pas aux contraintes d'accès et d'optimisation pour le bon déroulé du suivi.

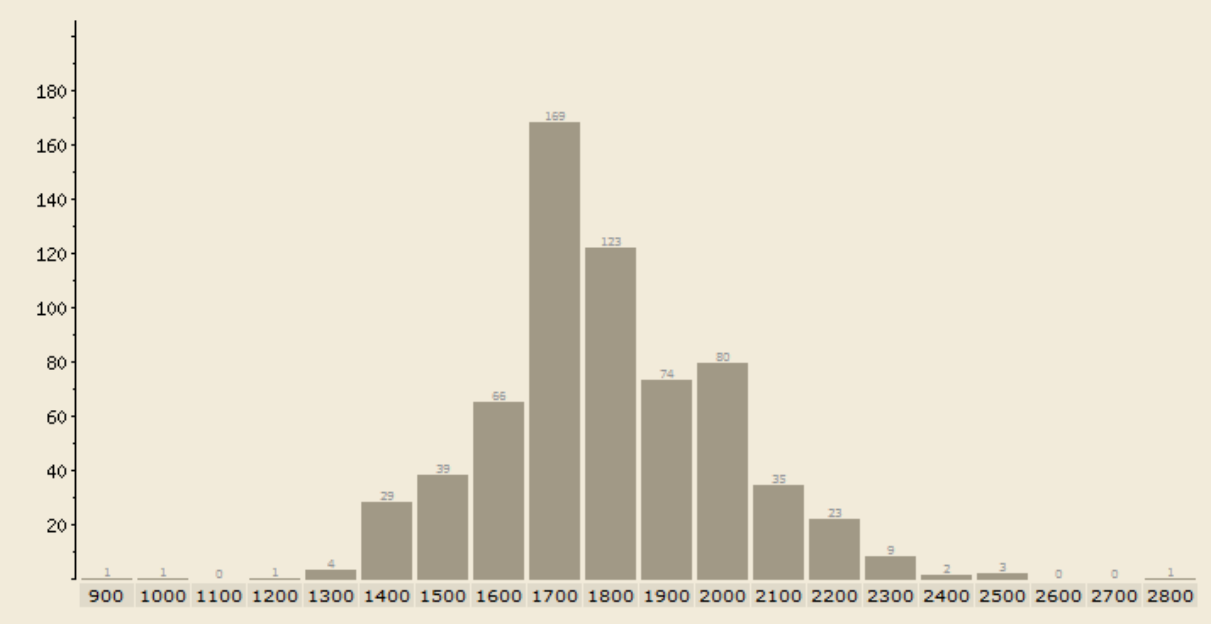


Fig. 387. Répartition altitudinale des observations de Marmotte des Alpes en Aquitaine entre 1971 et 2018 (source : faune-aquitaine.org).

Les comptages en 2018 ont été réalisés dans les mêmes conditions qu'en 2017. Les conditions d'observations, de météorologie, la période d'observation et les créneaux de comptages étaient pourtant favorables au bon déroulement du suivi. Hors, le fait marquant de l'année 2018 est la baisse importante du nombre de jeunes dénombrés par rapport à 2017. En effet, une baisse de 50 % des effectifs de marmottons sur les 15 sites suivis a été observée. La baisse enregistrée entre 2016 et 2017 n'était que de 17 % (MALLARD, 2017b). Pour donner une autre échelle, 60 % des familles suivies en 2018 ont connu un échec de reproduction alors que ce score n'était que de 20 % en 2017. Les variations interannuelles chez cette espèce sont connues (TAFANI *et al.*, 2013) et il sera intéressant de voir à l'avenir si les effectifs remontent de façon cyclique ou si cette tendance à la baisse se confirme sur le moyen et long terme. Dans les Alpes, TAFANI *et al.* (2013) ont montré, à travers une étude sur 20 ans, que la diminution de la couche de neige et la fonte neigeuse plus précoce impactent la reproduction des marmottes. Ils ont observé une diminution de la taille des portées. Les femelles dépensent plus de réserves au cours de l'hibernation, car l'isolation des abris par la neige est moindre. Ceci a des conséquences sur le nombre de marmottons qu'elles mettent bas. La diminution de l'épaisseur de la couche neigeuse et le raccourcissement de la saison d'hibernation impactent-ils aussi la reproduction des marmottes dans les Pyrénées?

Le printemps particulièrement pluvieux en 2018 peut être une piste d'explication des résultats obtenus. La Fig. 388 réalisée à partir des bulletins climatiques mensuels de Météo France pour la ville de Pau montre un mois de juin très arrosé et des précipitations maximales sur une durée de 24h trois fois supérieures à celles enregistrées à la même période en 2017.

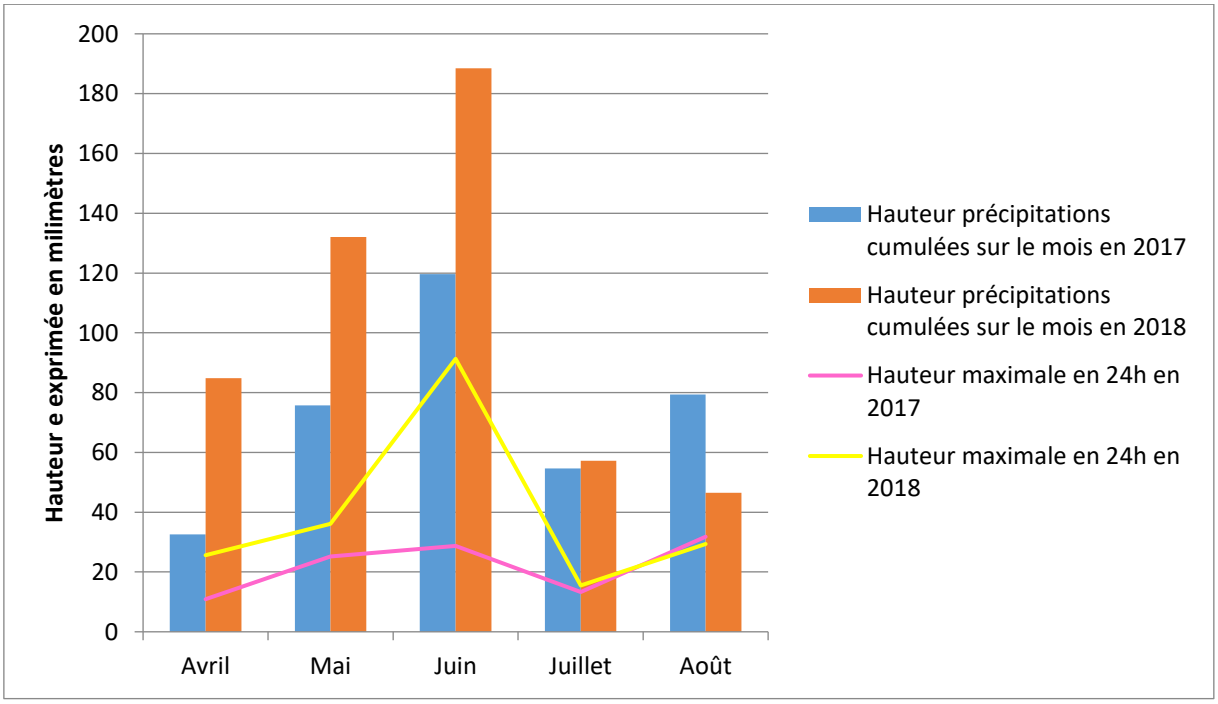


Fig. 388. Histogramme des précipitations d'avril à août à Pau (Pyrénées-Atlantiques), comparaison entre 2017 et 2018 (source : données publiques météo France).

Les fortes précipitations (sous forme de pluie ou par fonte de la neige) ont possiblement inondé les terriers. Les importantes chutes tardives de neige en altitude au moment où les marmottes sortent de l'hibernation ont potentiellement raréfié les ressources alimentaires. Ces premières constatations naturalistes sont des pistes de réflexion pour orienter les analyses scientifiques sur les mises en corrélation de ces comptages avec des paramètres météorologiques mesurés. Nous avons collecté sur le terrain des témoignages de bergers, gardes du parc national des Pyrénées ou randonneurs qui faisaient part de leur interrogations face à la rareté des marmottes et en particuliers des marmottons observés durant la période estivale 2018. Le Cirque d'Anéou a été cité par un berger et par un accompagnateur en montagne, tous deux ont été intrigué par l'absence de marmottons ou leur rareté. Ces témoignages anecdotiques de terrain vont dans le sens de nos résultats de comptage. Il sera intéressant de mettre en parallèle les phénomènes météorologiques annuels et les résultats des comptages de marmottons pour éventuellement expliquer les baisses des effectifs. Les données de hauteur de neige cumulée mises à disposition par Météo France permettront de vérifier, à l'instar de ce qui a été noté dans les Alpes, si les variations des effectifs de marmottons sont corrélées ou pas.

9. Observatoire des sentinelles du climat

Auteurs : Gabrielle Sauret, Elodie Malavialle

L'Observatoire des sentinelles, projet de sciences citoyennes, a pour objectif l'observation des effets du changement climatique sur la phénologie des espèces. Pour ce faire, il est proposé au public d'observer des événements liés aux conditions climatiques du cycle de vie d'espèces communes, largement réparties et faciles à reconnaître. Ces évènements ont été sélectionnés pour 10 espèces végétales et 8 espèces animales (MALLARD, 2017b). Les critères de sélection des espèces, ainsi que la structuration de ce projet de sciences citoyennes est décrit dans le Tome IV des sentinelles du climat (MALLARD, 2017b). La plateforme internet est disponible à l'adresse suivante : obs.sentinelles-climat.org (Fig. 389).

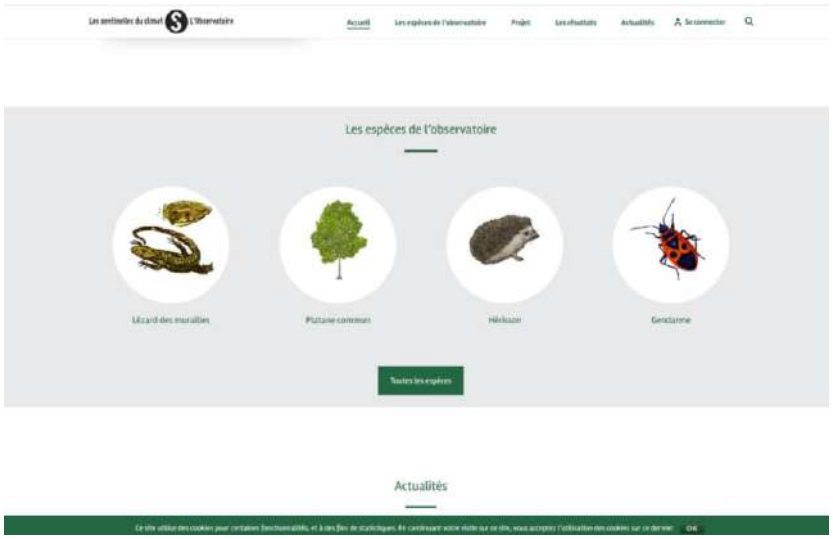


Fig. 389. Capture d'écran de partie de la page d'accueil de la plateforme de l'Observatoire des sentinelles

Cet Observatoire s'appuie sur la participation libre des personnes ou des structures. Il s'adresse au grand public, mais aussi aux groupes, et plus particulièrement aux groupes d'enfants ou de jeunes accompagnés dans le cadre scolaire par leur enseignant.

Sur l'année scolaire 2017-2018, trois projets-test ont été mis en place par Cistude Nature avec des enfants de niveaux scolaires différents (partie 9.2). Il s'agit de tester l'intégration de l'Observatoire, comme outil de sensibilisation et de compréhension des effets du changement climatique sur la phénologie des espèces, auprès des scolaires. Ces projets-test ont aussi été le support de la création d'une « boîte à outils » (partie 9.3), proposée aux structures au réseau d'éducation à l'environnement via le GRAINE Aquitaine, pour qu'elles-mêmes s'approprient l'Observatoire dans leurs actions auprès du grand public et des scolaires.

Ce projet s'adresse aussi au grand public. Il fait donc l'objet d'une communication spécifique (partie 9.4).

9.1 Démarche pédagogique des projets de classe

A partir de l'Observatoire des sentinelles, Cistude Nature a adapté sa démarche pédagogique en fonction du niveau scolaire et des attentes des enseignants vis-à-vis de leur programme (Annexe 27 et Annexe 28). Aussi, si le travail autour de l'Observatoire des sentinelles lie les différents projets de classes, chacun a ses spécificités en fonction des programmes scolaires. Le nombre d'interventions a aussi varié en fonction des moyens des établissements. Cependant, toutes les classes ont bénéficié de la même première séance introductive, qui présente le programme des sentinelles du climat, ainsi que le projet, via le visionnage des vidéos pédagogiques proposées sur le site internet (Fig. 390).



Fig. 390. Intervention séance introductive dans une école.

Lycée de Montesquieu à Libourne

A Libourne, le travail autour de l'observatoire des sentinelles est devenu un projet d'établissement. Trois enseignantes de sciences et vie de la terre et de mathématiques se sont associées pour travailler sur le sujet avec toutes les classes de 2nde.

Une station météorologique a été achetée par l'établissement. Elle a été installée dans la cours du lycée afin de relever régulièrement les données météorologiques enregistrées toutes les heures avec les élèves et de les traiter en cours de mathématiques.

Sur l'année, quatre sorties ont été effectuées sur un site naturel à proximité de l'établissement (marais des Brizards au Billaux en Gironde), afin que les différentes classes étudient le milieu à l'aide d'outils de détermination des espèces floristiques et faunistiques (Fig. 391). Au niveau pédagogique, Ce projet à un double objectif : la comparaison des résultats de leurs observations en fonction des saisons et le fait de les faire sortir dans la nature, de leur apprendre à observer ce qui les entoure, en leur donnant des clés pour les initier à la détermination des espèces et de les sensibiliser à leur protection.



Fig. 391. Sortie de terrain en milieu naturel avec utilisation d'une longue vue.

Ecole primaire de la Luzerne au Haillan

Les élèves de la classe de CM2 de Mme Réhel, de l'école de la Luzerne, se sont concentrés sur l'étude de quelques espèces issues de l'Observatoire.

Dans un premier temps, une présentation et une recherche de la phénologie des espèces qu'ils ont choisies d'étudier, ont été faites. Puis, les élèves se sont lancés dans l'observation des critères d'identification des espèces et ont enrichi leur vocabulaire scientifique, grâce au dessin scientifique. Chaque élève s'est ainsi constitué un petit carnet de terrain (Fig. 392), pour l'aider dans la détermination des espèces rencontrées dans la nature, et sur lequel il peut noter ses observations, avant de les mettre sur la plateforme participative.

En parallèle, un petit espace de plantation a été créé par la classe, afin d'y planter quelques espèces de l'Observatoire, et de suivre leur cycle de croissance sur l'année (Fig. 392).



Fig. 392. Petit carnet de terrain (à gauche) et jardin des sentinelles (à droite).

Sur l'année scolaire 2018–2019, le partenariat avec la classe de CM2 de Mme Rehel, continue. De nouvelles actions vont être mises en place. Suite à la réalisation de leur carnet de terrain, 2 à 3 sorties nature seront programmées, afin que les élèves puissent aiguiser leur sens de l'observation et prendre des notes. Chaque sortie abordera une thématique différente en science, mais sera le moyen de profiter d'être à l'extérieur pour porter attention aux espèces de l'Observatoire. Les données obtenues seront retranscrites sur la plateforme de l'observatoire.

En fin d'année, nous souhaitons mettre en place une exposition de leur travail, au sein de l'école ou à la médiathèque de la ville, via la présentation de graphiques et d'hypothèses suite au suivi des espèces.

Etablissement Régional d'Enseignement Adapté (EREA) d'Eysines

L'EREA d'Eysines accueille des adolescents avec différentes formes de handicap, qui sont en grande difficulté scolaire et sociale.

Dans cet établissement, une des classes de Mme Jouhaud a travaillé sur les espèces de l'Observatoire. Il s'agit d'une classe de 9 élèves de 5ème. Ces derniers ont choisi les espèces qu'ils souhaitaient étudier à l'extérieur, et ont réalisé un dessin scientifique (Fig. 393). Tout comme avec les élèves de l'école de la Luzerne, cela a été le moyen pour eux d'apprendre du vocabulaire scientifique et de connaître la phénologie de chaque espèce.

Par la suite, l'enseignante avec laquelle nous avons travaillée a permis à tout l'établissement de participer au projet, en affichant dans le hall de l'EREA les fiches d'identification de certaines espèces de l'observatoire, et des tableaux, pour que chacun note ses observations au quotidien.



Fig. 393. Travail sur les espèces de l'observatoire en classe.

Pour l'année scolaire 2018-2019, Mme Jouhaud souhaite travailler à nouveau sur cette thématique avec 2 de ses classes. Après la réalisation d'un carnet de terrain, 1 ou 2 sorties par classe, seront prévues pour observer les espèces de l'Observatoire et rentrer par la suite les données sur la plateforme. Les classes pourront confronter leurs observations et travailler ensemble sur la mise en valeur de leurs données en fin d'année.

9.2 Mise en place d'un dispositif pédagogique

Suite aux premiers tests présentés ci-dessus une « boîte à outils » disponible pour les associations d'éducation à l'environnement intéressées par l'utilisation de cet outil a été développée. Le développement de cette boîte à outils résulte d'une collaboration entre Cistude Nature et le GRAINE Aquitaine. Elle a pour but d'aider les associations à structurer avec les enseignants des projets de classe ou d'établissement correspondant à un cadre défini dans le dispositif pédagogique Observatoire des sentinelles. Ce dispositif permet d'inciter les structures à proposer des projets, grâce à une aide financière. Les projets proposés devront correspondre aux modalités prédéfinies du dispositif. Ils seront sélectionnés selon des critères précis et comprennent certains engagements des structures et des classe participantes, dont l'utilisation de la plateforme internet, tant pour y inscrire ses données que pour alimenter son blog.

Ce dispositif est donc adossé à une convention signée entre une école, une structure d'EEDD et les partenaires sentinelles de la mise en place de ce dispositif, soit GRAINE Aquitaine et Cistude Nature. Elle a pour but de définir précisément les attendus de la participation au dispositif, les objectifs et la

description des séances. Elle est signée une fois que le projet présenté par une structure d'EEDD et une classe (ou établissement) a été validé par GRAINE Aquitaine et Cistude Nature.

Les éléments permettant la mise en place du dispositif pédagogique Observatoire des sentinelles sont présentés ci-dessous.

9.2.1 La boîte à outils

Cet « objet » virtuel met à disposition des structures intéressées les vidéos et reportages graphiques produits dans le cadre des sentinelles du climat, en commençant par la vidéo de présentation de l'observatoire. Ces vidéos et reportages dessinés constituent un préambule à la compréhension du changement climatique, aux effets de ce dernier sur la biodiversité, et à l'appréhension du travail scientifique permettant l'étude de ces effets.

Des fiches pédagogiques complémentaires sur les espèces de l'Observatoire seront mises à disposition.

Ces éléments permettent à la fois d'envisager un travail autonome des enseignants avec leurs classes et apportent de la matière à la construction de projets pédagogiques entre une structure d'EEDD et les enseignants.

Cette boîte est complétée par des fiches d'ateliers déjà mis en place et validés dans leurs objectifs pédagogiques et leur déroulement. Ces fiches sont une base de réflexion non figée pour que chaque animateur, en lien avec les enseignants, développe son propre projet pédagogique.

9.2.2 Les réunions d'informations

Le réseau d'éducation à l'environnement est informé de l'existence du dispositif et des modalités de participation, soit lors de leur participation aux formations Planète Précieuse, comme prolongement possible des interventions réalisées avec les collégiens ou les lycéens, soit lors de réunions spécifiques. Ces réunions permettent de convier les structures de l'éduction à l'environnement n'étant pas animatrices du dispositif Planète Précieuse.

9.3 Eléments de communication

L'appropriation de ce nouvel outil par ses potentiels utilisateurs passe par la connaissance de son existence, en premier lieu et de son objectif. Pour répondre à cette nécessité, l'Observatoire est présenté dans les outils suivants :

- Vidéo disponible sur la chaîne YouTube de l'association à l'adresse suivante : https://www.youtube.com/channel/UC9BHLkPms3jQNPTnaJtq6zg (Fig. 394).

Intégrant images filmées et animations, cette vidéo présente la problématique des effets du changement climatique sur la phénologie des espèces animales et végétales et incite à participer à la connaissance des décalages supposés (ou déjà avérés) de certains événements phénologiques comme proposés sur la plateforme en renseignant ses observations.



Fig. 394. Image extraite de la vidéo de présentation de l'Observatoire des sentinelles

– Module de stand : création d'un élément supplémentaire au stand les sentinelles du climat, basé sur le jeu. Il a pour but de faire comprendre les effets du changement climatique sur la phénologie de deux espèces (lierre et martinet noir), et, pour aller plus loin, l'impact de ces effets sur l'équilibre de ces écosystèmes.



Fig. 395. Elément de stand conçu pour la présentation de l'Observatoire des sentinelles

Pour l'année 2019 et suivantes, un dispositif incitatif est mis en place pour permettre la mise en place de projets de classe ou d'établissement en collaboration avec les acteurs de l'éducation à l'environnement autour de l'Observatoire.

10. Conclusion générale

Auteur : Fanny Mallard

Ce rapport a exposé les premiers résultats exploratoires 2017–2018 des suivis météorologiques, de la flore et de la faune permettant d'étudier la réponse de la biodiversité face au changement climatique. Ces résultats ont été présentés au conseil scientifique du programme constitué de chercheurs spécialistes de différentes disciplines en écologie et en climatologie. Les éléments principaux des parties du rapport pour chaque indicateur biologique, incluant les remarques des membres du conseil scientifique, sont présentés dans cette partie conclusion.

• Modélisation exploratoire de la répartition des espèces sentinelles du climat

– Démarche de recherche

À l'échelle de la région, un réseau de suivis des espèces sentinelles et de stations météorologiques a été mis en place. L'objectif du programme est d'obtenir des données de terrain, d'en analyser les résultats, de modéliser leurs évolutions et leurs répartitions spatio-temporelles en lien avec la pression du changement climatique. En conséquence, cela permettra de projeter dans les années à venir en fonction des scénarios disponibles d'évolution du climat la réponse de ces espèces.

La capacité à élaborer des prédictions robustes sur la répartition des espèces est un élément essentiel. Pour cela, une approche combinée de méthodes corrélatives et mécanistiques a été choisie afin de tester de manière indépendante et complémentaire la réponse des espèces dans leur environnement. Les approches corrélatives nécessitent d'identifier les variables qui correspondent au plus près aux processus qui contraignent la répartition des espèces choisies alors que les démarches mécanistes nécessitent une connaissance approfondie des processus majeurs limitant la survie et la reproduction des organismes.

Les méthodes corrélatives élaborent directement les relations statistiques entre l'occurrence des espèces et leur environnement pour quantifier implicitement les processus limitant la répartition des espèces (niche réalisée). Les modèles mécanistes permettent de prédire spatialement les limites physiologiques et comportementales des organismes (niche fondamentale) qui peuvent expliquer les contours de répartition de l'espèce.

Les objectifs de la modélisation sont les suivants :

– Clarifier et identifier les déterminants de la répartition des espèces sentinelles de Nouvelle-Aquitaine : révéler les adaptations écophysiologiques des espèces propres à leur affinité climatique,

– Modéliser de manière robuste l'état et les répartitions actuelles puis les projeter à l'échelle spatiale relativement fine d'une région : il s'agit de sélectionner les variables environnementales en lien étroit avec les facteurs biologiques proximaux identifiés.

– Modélisation exploratoire de la répartition des espèces face au changement climatique : cas des amphibiens et reptiles

Des premiers travaux de recherche du CEBC sur la modélisation corrélative ont débuté en septembre 2018. Le premier axe de recherche a été d'identifier l'ensemble des variables climatiques qui définissent les niches de chacune des espèces suivantes : Rainette ibérique, Rainette verte, Rainette méridionale, Lézard vivipare, Vipère péliade, Vipère aspic, Vipère de Séoane. En s'appuyant sur la connaissance de la biologie et de la physiologie des espèces, un ensemble de variables a été identifié comme pertinent pour tester leur capacité à projeter la répartition actuelle des espèces.

Au sein du genre *Hyla*, la variable de température minimale hivernale (fortement corrélée aux températures annuelles ou moyennes mensuelles) fait partie des données les plus explicatives. L'indice d'humidité associé est un facteur qui semble également très pertinent notamment pour des différences entre *H. meridionalis* et les deux autres espèces car sa présence semble liée à des gradients plus importants et plus faibles. Cela supporte la prédiction générale d'avoir des espèces de milieux frais plus sensibles à la déshydratation que les espèces méridionales.

Pour les lézards du genre *Zootoca*, la variable de température maximale annuelle (fortement corrélée aux températures maximales estivales et aux degrés jours) fait partie des variables les plus explicatives. Ces résultats semblent également montrer que les populations ovipares de plaines bénéficient de conditions microclimatiques favorables leur permettant de se maintenir dans un environnement chaud.

Pour les vipères, la température maximale estivale fait partie des variables les plus explicatives. Ensuite chaque espèce présente des variables plus explicatives différentes telles que l'irradiation du mois de juin, la température minimale hivernale et les précipitations d'hiver.

Le principal but a été d'identifier les variables climatiques essentielles à prendre en considération pour prédire la répartition actuelle des espèces et leur répartition future sous les effets des scénarios de changements climatiques. Une fois ces variables climatiques identifiées, l'objectif suivant sera de modéliser au plus près la répartition actuelle des espèces en injectant les variables topographiques et d'habitats. Une autre méthode statistique plus robuste sera utilisée et permettra de prendre en considération différents biais statistiques. Pour cela, la plateforme BIOMOD2 et le modèle statistique GAM seront choisis pour les modélisations ultérieures.

– Intégration de la variabilité thermique dans des modèles écophysiologiques spatialement explicites d'extinction d'espèces : cas des amphibiens et reptiles

Une des pistes pour mieux comprendre les réponses fonctionnelles des organismes face aux variations biotiques et abiotiques consiste à acquérir des connaissances empiriques sur la physiologie et les performances des organismes dans leurs milieux (écophysiologie). Les espèces et leurs stades biologiques ont des plages thermiques différentes reflétant une spécialisation dans les régimes de température, de leur habitat et dans leurs caractéristiques de mode de vie. Leurs limites de température peuvent être modifiées par acclimatation ou adaptation évolutive. Les travaux de l'UPPA concerneront l'étude de l'écophysiologie de deux lézards de montagne le Lézard catalan et le Lézard de Bonnal, un lézard de milieu dunaire le Lézard ocellé et une espèce d'amphibien la Grenouille des Pyrénées. L'objectif du travail sera de projeter des cartes de répartition pour les espèces étudiées en prenant en compte la variabilité des évènements climatiques ; notamment les variations de température et de la couverture neigeuse pour les lézards, et les variations de température de l'eau et

d'humidité relative pour la Grenouille des Pyrénées. Pour répondre à cet objectif global, un modèle mécanistique écophysiologique inspiré du modèle de Sinervo et de ses collaborateurs sera utilisé. Les modèles mécanistiques permettent d'obtenir des cartes de répartition en explicitant les processus qui définissent les limites des aires de répartition des espèces. Ils seront combinés à des modèles corrélatifs.

Dans ces travaux, il s'agit de mesurer directement les variations des températures opérantes en déployant des modèles biomimétiques pour les lézards et la Grenouille des Pyrénées. En 2017, l'objectif était d'estimer pour la première fois quelques paramètres descripteurs spécifiques de la niche thermique des têtards de Grenouille des Pyrénées. La première approche de Courbe de Performance Thermique « TPC » indique une Température corporelle optimale de 13 °C et une gamme de tolérance de 26 à 37°C (selon la performance testée) tandis que la deuxième approche de Courbe de vigueur d'activité réelle contraste EVAC fournit une Température corporelle optimale Topt de 14 °C et une gamme de tolérance de 13 à 15°C. En 2018, l'UPPA s'est attachée à caractériser la variabilité spatio-temporelle du milieu de développement des têtards et a démarré l'étude des réponses des individus adultes de la Grenouille des Pyrénées. Les expériences avec les modèles biomimétiques en agarose suggèrent de formuler les interprétations suivantes :

1/ si le taux de déshydratation observé est toujours plus fort dans les modèles en agarose de petite taille, cela traduirait une plus grande vulnérabilité des grenouilles de petite taille par rapport à une grenouille d'une espèce de grande taille,

2/ si le taux de déshydratation observé varie au cours du cycle nycthéméral, en étant le plus prononcé l'après-midi, et le moins prononcé le matin, alors la vulnérabilité de la Grenouille des Pyrénées face à un environnement qui deviendrait en moyenne plus chaud pourrait dépendre de son cycle d'activités au cours du nycthémère,

3/ si, à température ambiante comparable, le taux de déshydratation observé diffère selon l'habitat, (il pourrait être plus élevé en habitat ouvert), alors la vulnérabilité de la Grenouille des Pyrénées face au réchauffement climatique pourrait être exacerbée par une modification de l'habitat (déforestation par exemple).

– Développement d'indicateurs de sensibilité climatique des espèces végétales de Nouvelle-Aquitaine

Une première réflexion sur la sensibilité climatique des espèces en termes d'évolution géographique a été menée par le CBNSA. Ces travaux ont pour objectif, in fine, de produire une liste d'espèces « sentinelles », de mesurer l'impact propre aux différentes composantes du climat sur le développement de ces espèces végétales, et enfin de générer des modèles de projection de la répartition future des plantes selon les différents scénarios climatiques.

En 2019, le travail s'est préalablement concentré sur le développement d'indices de sensibilité de la flore au changement climatique. Ces indices ont été étudiés sur la base d'une liste d'espèces restreinte. La démarche d'analyse exploratoire s'est tout d'abord portée sur les méthodes d'analyses multivariées. Puis, suite aux résultats obtenus, le potentiel d'autres méthodes a été évalué, faisant intervenir des algorithmes d'apprentissage numérique en vue de proposer des cartes de potentialité de présence pour chaque taxon.

D'après les premières analyses, des taxons présentant une affinité pour des climats particulièrement frais, comme *Antennaria dioica*, verraient leur niche climatique se restreindre dans la

région. Cette diminution se traduirait par une baisse du nombre de mailles projetées dans la gamme climatique de présence potentielle de cette espèce. A l'inverse, des taxons plus thermophiles comme *Astragalus baionensis*, devraient voir la surface de leur niche climatique potentielle s'étendre. Cependant, le climat n'est pas l'unique facteur influençant la dynamique des espèces, il y a également la nature du substrat, son acidité, etc. Si les nouvelles mailles présentant le climat adéquat ne fournissent pas au taxon les autres conditions nécessaires à son développement, ces populations pourront être également en déclin.

- Suivis des indicateurs sentinelles du climat

D'un côté les observatoires régionaux sont des outils permettant d'accéder à une masse d'observations naturalistes validées et réparties sur l'ensemble du territoire. Cependant, ces données permettent d'accéder uniquement à la donnée présence pour la modélisation. Ces données sont issues d'observations naturalistes protocolées et non protocolées. Les données d'abondances d'individus de leur côté renferment une richesse d'analyse importante. La combinaison de ce type de données complémentaires avec celles des données de présence des espèces enrichit et valide les modèles. Ces données nécessitent dans tous les cas des suivis protocolés et naturels des populations sur le terrain. Les suivis des espèces sentinelles sont complétés par des suivis ponctuels de la température et de l'humidité sur chaque site par l'intermédiaire de stations météorologiques.

Des plans d'échantillonnage des indicateurs ont été élaborés en 2016 et seront ajustés jusqu'en 2021 pour fournir des suivis scientifiques robustes. Ces données de suivis sont à la base de prévisions des impacts futurs du changement climatique sur la biodiversité, essentielles à l'élaboration de stratégies de conservation des espèces.

Les protocoles validés en 2016 et ajustés en 2017 se basent sur des méthodes reconnues au niveau national (Tab. CCVIII). En fonction des indicateurs des différents milieux dunaires, secs, humides, forestiers, montagnards, le nombre de sites suivis y varie de 3 à 80. Les suivis flore sont réalisés une fois tous les 3 à 6 ans. Les indicateurs faune sont mesurés annuellement pendant la durée du programme avec 2 à 9 suivis par an et par site.

Tab. CCVIII. Nombre de sites, éléments de protocole et fréquence des suivis des indicateurs par discipline.

Les couleurs correspondent aux différents milieux : dunaires (en orange), secs (vert pâle), humides (bleu), forestiers (vert foncé), montagnards (rouge). Les protocoles se basent sur des méthodes reconnues au niveau national : HIC : Suivi Habitats d'Intérêts Communautaires ; RENECOFOR : Suivi REseau National de suivi des ECOsystèmes FORestiers ; STERF : Suivi Temporel des Rhopalocères de France ; STELI : Suivi TEmporel des Libellules ; POPR : Pop Reptiles ; POPA : Pop Amphibiens.

Notations du tableau : NB sites : nombre de sites total par indicateur, NB de pts éch. : Nombre de points échantillonnages au total (exemple nombre de transects total sur tous les sites), Surface : mesure de la surface totale échantillonnée (exemple : pour 1 transect : 5mx100m=500m² ; pour les points écoutes rainettes : surface de la lagune,...), Fréquence : nombre de suivis par année.

Milieu	NB sites	NB de pts éch.	Surface (m²)	Protocole	Fréquence
Botanique					
Végétations dunaires	94	94	variable	ONF Transect perpendiculaire au cordon	1/6 ans
Pelouses sèches	19 (+9 à 12)	19 QF 18 QP	QF 304m² QP 11250m²	HIC Quadrat paysager 25/25m quadrat fréquence 4/4m	1/2 ans
Landes humides	8	9 QF 5 QP	QF 441m² QP 3125m²	HIC Quadrat paysager 25/25m quadrat fréquence 4/4m	1/3 ans
Tourbières	12	12	~ 30m² / transect	HIC Transect quadrat fréquence 7/7m divisé 25/25cm	1/3 ans
Lagunes	8 (+3)	11	~ 30m² / transect	HIC Transect quadrat fréquence 1/1m divisé 25/25cm	1/2 ans (2018/2020)
Etangs arrière-littoraux	7	7	~280m² / transect	HIC Transect quadrat fréquence 4/4m divisé 1/1m	1/3 ans
Hêtraies	10 (+7)	40	4000m²	RENECOFOR Placette 60/60m bande 2m/50m points-contacts 25 cm	1/2 ans (2018/2020) puis 1/5ans
Pelouse psychrophile	1 (+2 à 4)	1 QF	16m²	HIC Quadrat paysager 25/25m quadrat fréquence 4/4m	1/2 ans (2017/2019)
Entomologie					
Lépidoptères de pelouses calcicoles	23	60	30000	STERF Transect 100 m Boite 5m 10 min	4/an
Lépidoptères de landes humides	16	38	38000	STERF Transect 200 m Boite 5m 10 min	4/an
Azuré des mouillères	5 (+1)	10 (+2)	1000 (+200)	Quadrat 10x10m, phénologie gentiane et nombre de pontes d'azuré des mouillères	≈ 8/an
Lépidoptères de montagne	10	12	750 à 1500/ site	STERF Transect 150 m Boite 5m 10 min	4/an
Apollon	10	20	7850/site	Point fixe 2 demis-cercles/site de 50m de rayon. Comptage de 5min	4/an
Odonates de lagunes	16	17	4250	STELI Transect 50m Boite 5m 30 min + exuvies	9/an
Bourdons de montagne	28	28	21000	Placette Parcours 20 min capture	4/an
Herpétologie					
Lézard ocellé	79	79	2500/site	POPR 50/50m 10 min jumelles + 10 min indices	3/an
Rainette ibérique et verte	12 (+6)	48 (+24)	~ 40000/site	POPA Point écoute 20 min	3/an
Lézard vivipare	20	100	~ 10000/site	POPR 100/100m 5 placettes 10/10m 20 min	3/an
Cistude d'Europe	3	65	-	Protocole CNRS-IPHC 20 femelles suivies GPS+VHF par site par an	6/an
Vipère péliade	8	24	~diamètre1km/site	Transect de 150 m avec plaques abris tous les 50 m	5/an
Grenouille des Pyrénées	7	~30	~750/site	POPA Tronçon 500-900m nb têtard	3/an
Lézards de montagne	6 (+1)	4 t. 14 pl.	~10000/site	POPR Transect 1500-2300m tps constant, Placette 50m² 10 min	3/an
Mammalogie					
Micromammifères	20	20	-	Pelotes transect 300/20km maille 10/10km maille 5/5km	1/an
Marmotte	15	15	-	Alpes Observation 40 min/10 min nombre max marmottons	3/an

- Suivis météorologiques

À l'échelle d'une région climatique, le climat n'est pas le même en tout lieu, les topoclimats sont liés à la déclinaison du terrain, les microclimats au couvert végétal. Ce sont des climats locaux variables suivant l'altitude et la latitude. L'action combinée des facteurs climatiques, et notamment du couple température-humidité, conditionne directement la répartition des espèces végétales et animales et le développement de leurs populations. Dans le programme, les suivis des espèces sentinelles sont donc complétés par des suivis météorologiques ponctuels par les mesures de la température et de l'humidité de l'air sur chaque site.

Des milieux de plaine jusqu'aux milieux montagnards, ce sont plus de 250 sites au total qui ont été sélectionnés sur la région Nouvelle-Aquitaine et qui seront suivis jusqu'en 2021. Un réseau de stations météorologiques complète les données avec 178 sites équipés en 2019. Les stations météorologiques sont des enregistreurs de température/hygrométrie en interne et/ou externe avec interface USB optique HOBO datalogger U23 Pro V2 Temp/Rh. 241 stations météorologiques ont été calibrées pour mesurer la température et l'humidité de l'air toutes les heures toute l'année. Un protocole précis a été établi pour mesurer les conditions des suivis biologiques à l'échelle du site. Les stations sont disposées 1 m 10-30 du sol, orientées au sud et situées près des points d'échantillonnage et représentatives des conditions du suivi faune (milieu ouvert, lisière, etc.). Ce réseau est complété par 15 stations météorologiques positionnées à 10-50cm du niveau du sol (6 en milieu humide, 6 en milieu sec et 3 en milieu dunaire). À cette échelle, un microclimat spécifique est généré par les caractéristiques du couvert végétal et les phénomènes thermiques associés (radiation : ombrage, réflexion, convection : modification de l'effet du vent ; conduction : isolation ; capacité calorifique : stockage de chaleur...), l'inclinaison du sol, l'humidité du sol (ou atmosphérique retenue sur les quelques centimètres au-dessus de sol par la végétation) ou de l'énergie solaire emmagasinée dans le sol. L'ensemble peut influencer la présence des espèces se déplaçant au niveau du sol ou dans la végétation basse.

La question scientifique posée est la suivante : comment analyser le lien entre les mesures de température et d'humidité et les suivis locaux de la biodiversité dans le cadre du changement climatique ?

Les hypothèses de travail sont :

- Le profil de la journée thermique agit sur la réponse de la biodiversité.

- Le profil du cumul annuel des degrés-jours est l'énergie du développement des espèces.

- Les réponses climatiques sont spécifiques dans les milieux catégorisés secs et frais agissant sur la réponse des éléments biologiques de ces milieux.

Suite aux analyses des mesures de stations météorologiques, notre hypothèse est la suivante : 2017 est caractérisé par un printemps-été plus chaud représentatif d'un réchauffement, et 2018 un printemps-été moins chaud que l'année 2017.

Le cumul des degrés sur l'année montre une différence de l'ordre de 1 semaine pour atteindre le même niveau entre 2017 et 2018 et la différence est de 100 degrés-jours début juillet, cela correspond à l'ordre de grandeur de l'énergie nécessaire pour passer pour un insecte d'un stade à un autre. Les dénombrements d'individus de lépidoptères dans la période de mai jusqu'à la fin août sont plus importants en 2017 qu'en 2018 dans le milieu sec du site Plateau d'Argentine. Le réchauffement du climat sur les milieux secs entrainerait une augmentation très nette du nombre de lépidoptères sur site. Sur cette campagne de deux années de surveillance, le retard d'apparition des individus et donc

des espèces du site humide est de 1 mois entre le site humide et le site sec. Les lépidoptères de milieu humide seraient plus sensibles à un réchauffement du mésoclimat. La diversité spécifique n'est pas modifiée pour le milieu sec. Au contraire, les espèces de lépidoptères de landes humides sont impactées par un réchauffement du mésoclimat. Globalement, la comparaison entre les résultats milieu sec et humide montre une fragilité des espèces de lépidoptères au réchauffement de température sur la période printemps-été suggérant une sensibilité dans le futur plus importante au changement climatique.

Ces premiers résultats exploratoires sur ces deux sites sont des hypothèses à confirmer sur l'ensemble des sites de suivis, sur plusieurs années et également à compléter avec l'analyse les données d'humidité relative. Des premières analyses statistiques non paramétriques de Wilcoxon ont été utilisées. Elles seront complétées les années suivantes par des méthodes de régression les plus utilisées (GLM, GAM, etc.).

- **Végétation des habitats**

Les axes de l'évaluation et du suivi des conséquences des changements climatiques sur la biodiversité végétale sont les suivants : 1) approche chorologique (répartition géographique des espèces végétales), 2) approche phénologique (phases de développement des espèces végétales), 3) approche phytocœnotique /écologique (écologie des communautés végétales). Les communautés végétales potentiellement sensibles au changement climatique sont les suivantes : dunes littorales, pelouses sèches calcicoles, landes humides, tourbières, lagunes, étangs arrière-littoraux, hêtraies de plaine, pelouses montagnardes. Elles présentent une sensibilité potentielle aux changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine. Elles hébergent des espèces d'affinités boréo-montagnardes en limite d'aire sud-occidentale et en potentielle régression, des communautés xéro-thermophiles renfermant des espèces d'affinités méditerranéennes en limite d'aire nord-occidentale et en potentielle extension, des communautés amphibies et aquatiques d'eaux peu profondes liées aux temps d'immersion et en potentielle régression.

Pour cette année 2019, les habitats suivis sont : pelouses calcicoles, tourbières, lagunes, étangs arrière-littoraux, hêtraies. Les premiers résultats sont un état de référence sur la flore et les végétations de chaque site. Les protocoles s'appuient sur les protocoles d'habitat d'intérêt communautaire (quadrats paysager de 25x25 m, quadrats de comptage ou fréquence de 1 à 7 m divisés en quadrats élémentaires), et utilisent le suivi RENECOFOR pour les hêtraies (Placette 60x60 m, bandes 2x50 m, points-contacts tous les 25 cm). Les suivis flore sont réalisés tous les 3 à 6 ans selon les communautés.

Les suivis de végétations de pelouses calcicoles ont permis d'en affiner le calage des relevés : pour les pelouses se rattachant au *Xerobromion erecti*, les suivis devront s'opérer entre fin mai et fin juin ; pour les sites hébergeant des pelouses *Mesobromion erecti*, la période optimale apparaît plus courte et ils devront s'opérer entre début et fin juin. L'année 2019 servira à la réalisation de la seconde campagne de relevés sur la plupart des sites équipés de dispositifs et déjà suivis en 2017 et 2018 (17 sites concernés). Une dizaine de nouveaux sites devrait être équipée également de dispositifs en Poitou-Charentes.

Le protocole de suivi des tourbières et bas-marais apparaît relativement lourd à mettre en place. Des quadrats permanents, installés au sein de chaque végétation homogène du complexe tourbeux seraient plus judicieux que le système de quadrats amovibles répétés le long d'un transect sur des

végétations hétérogènes. Pour la partie limousine de la Nouvelle-Aquitaine, il est souhaitable de retenir plus de sites tourbeux à l'étage collinéen supérieur du Plateau de Millevaches.

Pour améliorer la robustesse de l'échantillonnage sur un site, la mise en place généralisée d'un second transect est à privilégier, notamment pour les lagunes de grande taille. Les suivis effectués sur un nombre de 8 sites seulement apparaissent quelque peu limités actuellement. La mise en place de nouveaux dispositifs en 2019 permettra d'améliorer la robustesse et la représentativité du réseau ainsi que de visualiser les trajectoires d'évolution des végétations avec davantage de précision.

Une amélioration de la représentativité du réseau de suivi passerait par un nombre de points d'échantillonnage plus important. Une méthode de suivi complémentaire basée sur des indices plus synthétiques et plus rapides à relever, nécessitant une moindre matérialisation, pourrait être développée, à l'instar des suivis systématiques par transects réalisés sur les dunes littorales. La réalisation d'une seconde campagne de relevés sur les sites nouvellement équipés de dispositifs aura lieu en 2021.

Le travail mené en 2018 a permis de définir les différents indicateurs de suivis des forêts à Hêtre dans le contexte du changement climatique. Le réseau de suivis est actuellement en cours de construction à l'échelle régionale avec la validation de 10 sites en 2018. Afin d'améliorer la robustesse de ce réseau, étant donnée la variabilité des habitats forestiers représentés, la mise en place de nouveaux dispositifs est privilégiée pour l'année 2019.

- **Insectes**

– Lépidoptères de pelouses calcicoles et de landes humides

Les lépidoptères sont reconnus comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique. Les pelouses calcicoles ont été identifiées comme un milieu sec potentiellement impacté par le changement climatique. Ces changements sont susceptibles d'avoir un impact sur les communautés de lépidoptères et d'ascalaphes associées à ces milieux, dont certaines espèces dépendent de plantes appelées plantes hôtes spécifiques à ces milieux. Par exemple, le cortège des lépidoptères des pelouses calcicoles peut évoluer suivant le réchauffement climatique par l'apparition ou le développement des espèces à affinité méditerranéenne, telles que le Citron de Provence (*Gonepteryx cleopatra*), et, suivant la modification des espèces végétales hôtes, par des extinctions locales d'espèces. Pour leur activité, ils sont également dépendants de la température du milieu, de la température locale de leur habitat. Leur optimum de développement, comme les autres insectes, sera influencé par le réchauffement de température. Ainsi, l'objectif de cette étude est de déterminer les effets spatio-temporels du changement climatique sur les populations de lépidoptères et d'ascalaphes des pelouses calcicoles de la Nouvelle-Aquitaine et d'identifier, par la suite, différents scénarios de répartition des espèces et de structure de leurs assemblages.

23 sites de pelouses calcicoles et 16 sites de landes humides sont validés et ont été sélectionnés selon des critères spécifiques à la question du changement climatique. Le comptage des lépidoptères est standardisé et basé sur le protocole reconnu au niveau national, le protocole STERF. Des transects sont parcourus sur une durée identique (10 ± 1 min.). La longueur du transect définie en lande humide est de 200 m et 100 m en pelouse calcicole. Tous les imagos lépidoptères observés dans une boîte virtuelle de 5 m de côté sont comptés et identifiés par un observateur. La détermination se fait principalement à vue et si nécessaire avec capture au filet pour les espèces non identifiables. Une liste initiale d'espèces à capturer permet de standardiser le prélèvement des spécimens entre les différents

observateurs de suivis lépidoptères dans le programme. Quatre à sept passages par site sont effectués par an et répartis entre mai et août, début septembre.

Les dénombrements et identifications des lépidoptères sont la base des données. Les individus N_i observés sont répartis en espèces i, les quelques individus non identifiés sont associés en complément à des genres, à des groupes potentiels d'appartenance de façon cohérente entre les observateurs pour ne pas perdre cette information et avoir une variable d'incertitude associée. Pour un nombre d'individus suffisants (>20 individus), ces valeurs sont résumables par des proportions d'abondance relative $p_i=N_i/N$, N nombre total d'individus observés par transect, par site, par milieu. Un premier bilan des cumuls des dénombrements de terrain valide l'effort d'observation.

A partir de cette base de données d'individus répartis en espèces, l'utilisation des « nombres de Hill » permet de généraliser les indices de diversité classiques utilisés en écologie (diversité de Shannon–Wiener, indice de Simpson, Berger–Parker etc.) et de les inclure. Le tracé du profil de biodiversité par exemple (comparaison des proportions relatives des espèces rares, communes, abondantes) est une conséquence de ce choix pour l'analyse. L'utilisation des nombres de Hill s'impose peu à peu dans la littérature depuis quelques années. Le profil caractérise l'hétérogénéité de la répartition des abondances des espèces et il est une image de la fragilité du milieu. Pour résumer les profils, des paramètres de lissage sont proposés dans le programme. Ils sont aussi des éléments potentiels d'agrégation qui peuvent être comparés pour un même site, entre milieux, dans le temps, par rapport aux variations climatiques, comparés entre plusieurs sites de même nature, par exemple ici les landes humides.

Les indices de similarité des sites entre eux, de la répartition des espèces de la région dans les sites sont déduits et sont des éléments d'analyse du contenu des dénombrements.

En pratique, l'observation exhaustive des espèces ne peut pas être réalisée. Elle est ainsi remplacée par des échantillonnages dont il faut mesurer le taux de couverture ou en d'autres termes la qualité de l'effort d'échantillonnage. Il est calculable. Il est estimé en particulier à partir des singletons de l'échantillon (espèce représentée par un seul individu) et les doubletons (espèce représentée par deux individus). Si cela est nécessaire, si les comparaisons entre sites, dans l'espace, dans le temps, doivent être abordées à taux de couverture constant, il est en pratique plus adapté d'extrapoler les données des sites moins bien échantillonnés avec leurs incertitudes et d'interpoler les sites les mieux échantillonnés. L'extrapolation est un moyen à privilégier pour conserver les données des sites les mieux dénombrés même si dans le cas d'indices globaux agrégeant les sites, elle ajoute une incertitude. L'interpolation est plus fiable, entraîne moins d'incertitudes, mais les valeurs sont alors rapportées à un taux de couverture moyen plus faible.

Le seuil du taux de couverture souhaité est de 95%. Les résultats de cette année sur les pelouses calcicoles montrent que parmi les sites, les suivis des sites Pelouse du Puy d'Ayen, Coteau de Mounicou et Pelouse du Puy Pialat en 2018 ne sont pas suffisants pour obtenir une extrapolation fiable (extrapolation possible jusqu'à 3fois pour un seuil de 95%). Les sites de la Pelouse du Puy d'Ayen et de la Pelouse du Puy Pialat ont été suivis par 3 comptages en 2018 et pourraient être augmentés à 6 et 8 comptages respectivement en 2019 et pour le Coteau de Mounicou de 4 comptages en 2018 à 6 comptages en 2019. Cet ajustement du protocole sera évalué en 2019. En 2016, le taux de couverture de MS est de 97%. Cela s'interprète comme : « les relevés des transects des sites échantillonnés des milieux secs renferment 97% des espèces présentes dans les milieux secs. En 2017 et 2018, les taux de couverture sont de 99% donc le nombre de sites est suffisant pour obtenir des résultats significatifs à

l'échelle de la région Aquitaine. La diversité spécifique de l'ensemble de ces sites sera ainsi suffisante pour les analyses.

L'analyse de l'effort d'échantillonnage est poursuivie année par année pour ajuster les protocoles de suivis sur le terrain. Ces ajustements sont vérifiés l'année suivante. Parmi les sites 2018, les suivis des sites lande de Pouchau et Tourbière des Dauges en 2018 ne sont pas suffisants pour obtenir une extrapolation fiable (extrapolation >3fois pour un seuil de 95%). Le site de la Tourbière des Dauges a été suivi sur 3 comptages en 2018 et pourrait être augmenté à 8 comptages en 2019 et pour La lande de Pouchau de 4 comptages en 2018 à 6 comptages en 2019. Cet ajustement du protocole sera à son tour évalué en 2019. Les suivis de 2017 et 2018 ont montré que le site de Tourbière de l'Estiraux a une diversité spécifique très faible ne permettant pas d'analyse statistique et mécanistique satisfaisante. Ce site est donc abandonné dans les suivis.

Si les espèces sont différenciées que par leurs dénombrements, il est possible d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces issues de différents traits biologiques (par exemple la taille, couleur, etc.). En complément, ces espèces peuvent être dissociées selon leurs histoires évolutives. Les branches de l'arbre, défini sur un plan topologique, présentent des longueurs associées qui pondèrent les espèces entre elles, comme les distances précédentes de traits. L'analyse des profils de diversité peut être complétée au cours du programme par l'intégration des traits biologiques et de la diversité phylogénétique avec la méthode des nombres de Hill.

– Azuré des mouillères (Phengaris alcon)

Phengaris alcon possède un cycle de vie complexe qui dépend de la présence d'une plante-hôte spécifique, *Gentiana pneumonanthe* et d'espèces de fourmis-hôtes. D'après la modélisation de différents scénarios, des températures plus élevées, entrainant une détérioration des populations de gentianes, affecteraient négativement les populations de *P. alcon*. Ainsi, une désynchronisation entre la période de vol des imagos et la période de floraison de *G. pneumonanthe* pourrait entrainer des effets négatifs sur les populations de *P. alcon*. Le décalage de la période de floraison de *G. pneumonanthe* peut avoir un impact qualitatif (date de ponte, positionnement des œufs sur des parties « non viables » de la plante) et quantitatif (nombre d'œufs pondus) sur les pontes de *P. alcon*.

La répartition spatiale de *P. alcon* est limitée à quelques zones en région Nouvelle-Aquitaine. Les 6 sites choisis sont les sites de plus grande surface, les moins impactés par la fragmentation et ayant les plus fortes densités de population de *P. alcon*.

La méthode de suivi mise en place pour cette espèce est celle des quadrats permanents. La zone de présence de *G. pneumonanthe* est quadrillée (en maille 10x10 m). Les quadrats présentant des densités moyennes à fortes de *G. pneumonanthe* et de pontes sont sélectionnés. Afin d'éviter le piétinement de la zone, en année N le quadrat n°1 sera suivi entièrement (25 quadrats de 2x2 m), en année N+1 le quadrat n°2 le sera à son tour. Il s'agit ainsi d'une méthode de sélection orientée. Le nombre de campagne est basé sur : d'une part la date de première floraison connue de *G. pneumonanthe*, variable selon les sites = début des relevés 1 semaine avant la date de première floraison connue ; et d'autre part la période de vol de P. alcon : 15/07 – 15/09 : variable entre les sites et selon les années, suivis jusqu'à la fin du vol.

Les analyses de 2018, par une approche plutôt descriptive des données, auront permis à la fois de caractériser les populations de *Gentiana pneumonanthe* et de *Phengaris alcon* étudiées et d'émettre des hypothèses quant à la réponse de ces deux modèles biologiques face au réchauffement climatique.

Elles constituent également une première base pour les futures analyses et éclairent sur les paramètres à prendre en compte pour étudier les effets du changement climatique. Les suivis à long terme devraient ainsi permettre de répondre aux hypothèses émises. De plus, la comparaison des résultats entre les différents sites permettra éventuellement de voir l'effet de la latitude et de l'altitude. D'après l'analyse du plus proche voisin, il apparait également que les gentianes se distribuent de manière plutôt agrégative sur l'ensemble des sites étudiés, avec des zones où la densité de *G. pneumonanthe* est donc plus importante.

– Apollon (Parnassius apollo) et cortège de lépidoptères de montagne associé

Parnassius apollo est une espèce de papillon sensible au changement climatique. Une étude dans la Sierra de Guadarrama, située au centre de l'Espagne, suggère un déclin général pour cette espèce de papillon. Il a été également observé la disparition de certaines populations de basses altitudes dans le Massif central. L'hypothèse est que l'étude de l'habitat de cette espèce et du cortège associé de montagne sous l'effet du changement climatique : 1) la raréfaction des espèces montagnardes et l'augmentation des espèces « planitiaires » ou de plaine au sein des cortèges étudiés, 2) la diminution des effectifs de *P. apollo*, disparition des populations isolées de basses altitudes, évolution de sa phénologie/écologie.

La base de données disponible de présence de *P. apollo* dans les Pyrénées est peu fournie et peu précise. La connaissance actuelle est limitée à son écologie dans les Pyrénées. En 2017, une étude a été menée pour caractériser les paramètres de l'habitat favorable de *P. apollo* qui sont les suivants : effet positif de la présence des plantes hôtes, de la proximité à la forêt, effet négatif de l'humidité et du pâturage, et expositions Est et Sud plus favorables. En 2017, 10 sites de suivis ont été validés. Ce sont ceux favorables à la plante hôte et où la présence de *P. apollo* est avérée. En 2018, l'étude complémentaire sur l'irradiance et les conditions édaphiques, liées au sol, a permis de (i) confirmer la relation étroite entre la présence de *P. apollo* et l'irradiance, l'éclairement, qui sera pris en compte dans les modèles finaux, et (ii) d'ouvrir une piste de recherche sur l'influence de la chromographie sur la distribution de *P. apollo*.

Cette année a aussi permis de valider le protocole d'échantillonnage de l'étude à long terme, en le mettant en place sur les trois derniers sites sélectionnés et en réalisant, pour la première année, un suivi complet des 10 sites. Deux méthodes sont présentées pour étudier le cortège de lépidoptères et l'espèce *P. apollo* dans le cadre du changement climatique.

Une première méthode est de réaliser un transect STERF. Un à deux transects de 150 m sont positionnés par site en fonction de la superficie d'habitats favorables à *P. apollo* (pelouses montagnardes oligo-mésotrophes à méso-eutrophes, végétation de pelouses pionnières sur dalles rocheuses, landes à Myrtilles ou Rhododendrons, etc.). Quatre relevés par an sont réalisés par site entre juin et août. Les suivis sont complétés par des suivis d'habitats par quadrat paysager de 25 m et transects, et de suivi phénologique sur les plantes hôtes et nectarifères de *P. apollo.*

Une deuxième méthode est de réaliser des points fixes d'observation type STOC pour le comptage *de P. apollo* en plus du suivi STERF. *P. apollo* est un papillon détectable sur des grandes distances. Le site est quadrillé en quadrat de 50 m continus. 2 à 4 quadrats sont tirés au sort. Dans chaque quadrat le point d'observation est situé en bas de pente et l'observation est réalisée dans un rayon de 50 m pendant 5 min.

Des patrons « type » de sites ont pu être dégagés bien qu'il sera nécessaire de les vérifier par le biais de tests statistiques (modèles linéaires) :

– les sites de haute altitude (Pombie, Sagette et Séous) se composent d'une richesse spécifique moyenne mais d'un taux élevé d'espèces montagnardes ;

– Arrious se différencie par sa richesse en abondance, notamment de *P. apollo*, et en espèces ;

– Les sites de plus basses altitudes forment deux groupes : le premier est composé de Soques, Somport et Peyrenère, qui possèdent les plus faibles abondances et richesses spécifiques. Le second groupe comprend Lagouare, Soussouéou et Bizkarzé, pouvant donc être considérés de sites « intermédiaires ».

Enfin, la composition des cortèges pour chaque site a été testée par le biais d'une AFC mais cet outil ne semble pas assez performant pour ce type de données. Afin d'étudier l'évolution des cortèges, il serait donc intéressant de développer un indice afin de mieux caractériser les cortèges, tel qu'un indice de similarité.

– Bourdons de montagne

La coévolution des pollinisateurs et des plantes à fleurs suggère qu'une plus grande diversité de pollinisateurs contribue à accroître le succès de la pollinisation des plantes, ou bien, en retour, qu'une plus grande diversité de fleurs peut mieux maintenir une guilde variée de pollinisateurs. Cependant, le changement climatique affectera les interactions entre les espèces de plantes et de pollinisateurs dans l'espace et dans le temps, contribuant aux extinctions locales et donc à la perturbation des réseaux trophiques. Les bourdons représentent un groupe de pollinisateurs parmi les plus efficaces et actifs dans les écosystèmes montagnards. Ils assurent la pollinisation de nombreuses espèces végétales de faible à haute altitude. Les caractéristiques fonctionnelles des bourdons leur permettent de tolérer des températures froides et d'avoir une activité efficace et optimale à haute altitude. Cette spécialisation aux conditions environnementales froides devrait les rendre plus sensibles au changement climatique. Les espèces de bourdons actuellement limitées aux hautes altitudes seront les plus impactées. Suivant le changement climatique, la répartition spatiale du cortège des bourdons de montagne à l'échelle d'un gradient d'altitude peut évoluer.

La méthode d'échantillonnage des bourdons est basée sur un nombre de 28 placettes réparties entre 800 et 2500 m d'altitude. Les individus sont capturés dans la placette sur les plantes nectarifères et également en vol pour éviter de récolter toujours les mêmes espèces pendant 20 minutes. Ce protocole permet d'établir une image de la placette. Cependant, le protocole développé demande de prélever les individus et est très chronophage du fait du nombre de suivi de stations à réaliser, de la dispersion de ces stations en différents secteurs (6) avec des trajets importants (nombreux cols), accès à haute altitude et des contraintes climatiques multiples et changeantes dans une fenêtre de suivi restreinte.

Les suivis de l'année 2018 permettent de considérer cette année comme plus typique de conditions climatiques montagnardes (printemps frais, perturbé) conditions difficiles pour des espèces peu adaptées au climat montagnard (*B. pascuorum*, *B. terrestris*) mais peu perturbantes pour les espèces adaptées à ces conditions. Les espèces landicoles sténoèces à émergence printanière tardive ont, elles, souffert des conditions.

– Leucorrhines et cortège d'odonates associé

Les lagunes constituent un habitat remarquable en Nouvelle-Aquitaine. Elles abritent un cortège odonatologique particulier incluant des espèces rares et patrimoniales, dont trois espèces de leucorrhines. Ces espèces aux affinités boréo-montagnardes sont en limite sud-ouest de leurs aires de répartition dans les Landes de Gascogne. Une modification spatio-temporelle du cortège odonatologique des lagunes est pressentie. Le programme a pour objectifs de déterminer les impacts potentiels du changement climatique sur ce dernier mais aussi d'identifier différents scénarios de répartition des espèces et de structure des assemblages.

Les sites choisis sont des lagunes, élargies aux plans d'eau stagnants permanents abritant des populations d'odonates caractéristiques : présence de *Leucorrhinia albifrons* et/ou *Leucorrhinia caudalis* et/ou *Leucorrhinia pectoralis*. 15 sites ont été validés.

Le protocole est basé sur le protocole national STELI. Il a été ajusté dans l'objectif de réduire l'effet observateur : transect de 50 m parcouru en 30 min. Les espèces et les effectifs sont dénombrés dans une boite virtuelle de 5 m de côté se déplaçant devant l'observateur. La boite virtuelle est située toujours entre terre et eau. La localisation du transect évolue en fonction du niveau d'eau. 9 passages par an sont effectués par site : 3 passages avant le 15 juin, 3 passages entre le 16 juin et 1er juillet, 3 passages après le 1er août. Ce relevé est complété par un protocole d'exuvies. Les exuvies sont prélevées sur les transects de 50 m, à raison d'1h par transect. Le relevé des exuvies s'effectue après le relevé des imagos. Les exuvies sont déterminées en laboratoire. 3 passages par an sont effectués par site : 1 passage avant le 15 juin, 1 passage entre le 16 juin et 1er juillet, 1 passage après le 1er août.

Les suivis 2018 ont permis de tester les protocoles de suivis et de proposer trois propositions de complément du protocole pour la prise en compte des variations du niveau des lagunes: Indiquer la distance entre la végétation rivulaire et l'interface eau/berge ; Mesurer le niveau d'eau de la lagune ; Détailler le type de végétation sur le transect (arborée / arbustive / herbacée / sol nu).

D'après les résultats, les cortèges d'espèces des sites comprennent des odonates appartenant aux catégories « généralistes opportunistes » et « généralistes orientées » de milieux lentiques et/ou oligotrophes. La mise en place du suivi des odonates sur 15 sites des Landes de Gascogne n'a pas permis d'observer les espèces sentinelles, à savoir les leucorrhines, sur chacun d'eux, alors que tous les sites étaient connus pour accueillir des populations. Les prochaines années pourront permettre de certifier ou non la présence de leucorrhines sur les sites où elles n'ont pas été observées en 2018.

– Orthoptères

Parmi les insectes, les criquets, les sauterelles, les grillons et courtilières sont très sensibles à la température et sont particulièrement caractéristiques des régions chaudes et ensoleillées. Plusieurs études ont montré un élargissement d'aire de répartition de certaines espèces.

En 2018, une phase d'exploration de protocole d'échantillonnage a été engagée pour étudier les communautés d'orthoptères des pelouses de montagne et des pelouses calcicoles. La méthode de l'indice linéaire d'abondance (ILA) a été testée sur un site d'altitude « Cirque d'Anéou » en vallée d'Ossau (Pyrénées-Atlantiques) à raison d'un seul transect de 10 mètres et sur un site en pelouse calcicole « Vallée de Boudouyssou » dans le Lot-et-Garonne à raison de 11 transects de 10 mètres. Sur les pelouses sèches, le protocole d'échantillonnage est facile à suivre. Les profils de diversité montrent un taux de couverture suffisant avec la prise en compte des suivis transects et points d'écoute.

Cependant, nous n'avons pas détecté d'espèces dont la répartition géographique peut se voir influencer (apparition ou disparition) par les modifications climatiques. En montagne, la problématique est inverse à ce que nous avons obtenu sur les pelouses calcicoles. La richesse spécifique et les effectifs sont tellement importants que les difficultés rencontrées sont nombreuses et ne permettent pas une application rigoureuse du protocole.

Des prospections spécifiques ciblées sur deux espèces d'orthoptères caractéristiques des pelouses d'altitude (*Cophopodisma pyrenaea* et *Gomphocerus sibiricus*) ont été initiées. Elles ont permis de localiser des sites favorables pour la mise en place de protocoles d'étude et de suivis notamment sur des secteurs qui bénéficient déjà d'observations ciblées sur d'autres groupes taxonomiques. Toutefois, aucun protocole n'a été mis en place en 2018 car la bibliographie disponible avant la phase de terrain n'a pas permis de trouver des protocoles déjà existants et adaptés à ces espèces. Le parc national du Mercantour a commencé en 2018 un suivi des orthoptères d'altitude et sa thématique de recherche est le changement de répartition des communautés d'orthoptères en lien avec le réchauffement climatique. La thématique étant similaire, il serait intéressant de mettre en œuvre le même protocole afin d'avoir des points de comparaisons d'un massif à l'autre.

- Amphibiens

– Rainette ibérique (Hyla molleri) et Rainette verte (Hyla arborea)

La Rainette ibérique est une espèce qui se reproduit dans les milieux humides frais du massif landais, type lagune. Avec l'élargissement de la zone à la nouvelle région, une espèce de rainette rajoutée à l'étude sera la Rainette verte. La Rainette verte possède une répartition septentrionale étendue dont la limite sud atteint le Massif central. Leurs habitats préférentiels sont sujets aux perturbations climatiques comme l'assèchement brutal et la modification de la flore représentative des zones humides. Le changement climatique peut en conséquence induire des extinctions locales de ces deux espèces. La Rainette méridionale est une espèce d'affinité méditerranéenne, et donc plus thermophile, qui pénètre sur l'aire de répartition de ces deux espèces de rainettes où les deux espèces s'observent alors en syntopie. Le rapport de force entre les deux espèces est très certainement lié aux conditions climatiques locales et pourrait évoluer en fonction du changement climatique. Les objectifs sont de visualiser la tendance évolutive de la répartition et abondance de la Rainette ibérique et de la Rainette verte en lien avec d'éventuelles variations climatiques, mais aussi d'observer l'évolution du rapport de force entre les rainettes ibériques ou verte, et les rainettes méridionales.

12 sites ont été sélectionnés en ex-Aquitaine à partir de la répartition avérée de Rainette ibérique et une répartition homogène des sites selon les gradients nord-sud et est-ouest. Ces sites coïncident également avec d'autres suivis des milieux naturels les lagunes. En ex-Limousin, la zone de Rainette verte est l'une des plus urbanisées du territoire (proximité directe de Brive) et les mares favorables sont des mares de pâture (pérennité du site non garantie à moyen voire court terme) ou des bassins d'autoroute (problème potentiel de pollution). L'objectif étant d'étudier la réponse spécifique de cette espèce au changement climatique, il est décidé de choisir d'étudier la Rainette verte uniquement dans les mares car les bassins d'autoroute sont des sites artificiels qui peuvent être perturbés par des pollutions. Cependant, il est difficile d'obtenir l'autorisation d'accès à ces mares par les propriétaires. L'année prochaine, l'effort de validation des sites pour la Rainette verte en Limousin sera poursuivi.

Le protocole est basé sur le POP Amphibien. 3 passages sont effectués de mars à mai avec 20 min de point d'écoute des chants des rainettes. Les premiers résultats exploratoires de cette année

montrent une proportion de 60% de *H. molleri* en 2017 et de 71% en 2018. Une année très sèche avec moins 50 mm / mois au printemps en 2017 semble défavorable aux populations de *H. molleri* comparée à une année très humide avec 82 mm / mois au printemps en 2018 (lagunes en eau jusqu'à fin juillet). La baisse constante des niveaux d'eau dans le massif landais depuis un siècle et la disparition des lagunes constatée sont donc des perspectives défavorables pour la Rainette ibérique si ces phénomènes se poursuivent.

– Grenouille des Pyrénées (Rana pyrenaica)

Endémique de l'ouest des Pyrénées, la Grenouille des Pyrénées *Rana pyrenaica* est la seule grenouille strictement torrenticole de France métropolitaine, localisée dans des sites de torrents frais et oxygénés en moyenne montagne. Au vu des faibles capacités de déplacement de l'espèce et du faible nombre de torrents colonisés, les différentes populations sont probablement déconnectées et isolées les unes des autres. Un effet durable du changement climatique risque d'entraîner à moyen terme la disparition d'une ou plusieurs populations de Grenouille des Pyrénées.

Depuis 2012, le suivi de la réussite de la reproduction annuelle de l'espèce permet de répondre à certaines questions liées au changement climatique. Ces estimations sur la taille des populations seront couplées aux études de modélisations, sur la base des connaissances établies en parallèle sur la niche thermique de l'espèce. Le suivi englobe l'ensemble des sites de présence connus de l'espèce. La zone d'étude correspond à 5 torrents situés entre 400 et 1000 m d'altitude. Certains secteurs, ont été étendus, dans le but de confirmer d'éventuels accroissements d'aires de présence.

Le protocole est basé sur le comptage de têtards qui est le stade le plus facilement observable et fiable. Le protocole de suivi est basé sur des tronçons discontinus des différents torrents utilisés pour la reproduction de l'espèce. Sur chaque site, des placettes de 5x5 m sont réparties aléatoirement. Le nombre de placettes dépend de la longueur du tronçon de torrent concerné par le suivi. Chaque année, les placettes sont prospectées d'aval vers l'amont, trois fois durant la saison de reproduction de l'espèce, lors de conditions optimales (pas de turbidité de l'eau) : 1er comptage fin avril / début mai, le 2ème entre mi-mai et début juin, le 3ème entre mi-juin et début juillet.

Les premiers résultats exploratoires montrent des fluctuations du nombre de têtards par année (2012 à 2018). Ces variabilités sont différentes entre les sites. Les têtards sont probablement résistants aux crues tardives, mais sensibles aux crues de début de saison. Les analyses devront être complétées par l'étude de la relation de ces variabilités avec les données météorologiques.

• Reptiles

– Lézard ocellé (Timon lepidus)

Timon lepidus est une espèce thermophile qui colonise en Aquitaine la quasi-totalité du milieu dunaire entre l'embouchure de l'Adour et la pointe du Verdon-sur-Mer. Les habitats préférentiels de *T. lepidus* se trouvent en dune grise. Ces milieux fragiles sont soumis à différents risques et perturbations dus au changement climatique (érosion, vague submersive, etc.). Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur *T. lepidus* sont : mouvement et extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables ; adaptation écophysiologique jusqu'à un certain seuil. L'objectif du suivi de cet indicateur est la mise en évidence d'une tendance évolutive de la répartition et de l'abondance du *T. lepidus* en lien avec d'éventuelles variations climatiques.

Les sites sont situés le long du littoral de l'ex-Aquitaine. Le milieu insulaire et les coteaux secs dans les terres sont écartés car les contextes de ces milieux sont différents. Sous l'effet du changement climatique, la dune va reculer entrainant la disparition de l'habitat de *T. lepidus*. Cette espèce n'a pas la possibilité de se déplacer dans la dune boisée. Il serait souhaitable de mettre en place un plan de conservation adapté. L'idée serait de faire des trouées dans les forêts de pins pour qu'il trouve plus facilement refuge dans les terres. Cette gestion sera testée sur le site de la réserve de Cousseau. Ce site sera donc ajouté aux sites de suivis.

Les placettes d'étude ont été choisies selon les suivis précédents du programme Lézard ocellé de 2008-2012. Lors de ce programme, les placettes ont été tirées au sort aléatoirement. Basé sur ces placettes, en 2016, 80 placettes de 50x50 m ont été sélectionnées, elles coïncident autant que possible avec les placettes de suivis flore/habitat du CBNSA et sont situées sur un gradient nord-sud et est-ouest (dune blanche, dune grise, franche forestière). Le nombre de placettes s'adaptera au décalage et au changement de la dune année après année. 3 passages par an sont réalisés sur chaque placette. Les observations sont de 10 min de détection visuelle d'individu et 10 min de recherche d'indices et d'autres relevés sur chaque placette.

Les analyses descriptives de cette année montrent que l'année 2017 était une année représentative d'un réchauffement en défaveur du Lézard ocellé (forte sécheresse sur 3 saisons, hausse des températures printanières et estivales, etc.) et qu'à l'inverse, 2018 est représentative d'une année plutôt favorable aux populations de Lézard ocellé. Ces résultats exploratoires permettent de poser l'hypothèse que la répétitivité d'évènements climatiques extrêmes peut affaiblir les organismes, impacter la dynamique des populations et modifier leurs habitats. Les suivis répétés sur le long terme pourront apporter des tendances sur l'évolution des populations.

– Lézard vivipare (Zootoca vivipara)

Le Lézard vivipare est une espèce d'affinité climatique fraîche. Abondante en altitude, l'espèce est beaucoup plus rare en plaine où elle se cantonne à des milieux de landes humides. Le changement climatique pourrait impacter fortement l'espèce par extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables en plaine et par l'entrée progressive du Lézard des murailles indiquant une modification micro-climatique des sites et un remplacement possible entre « lézards gris ». L'objectif de ce suivi est par conséquent d'obtenir des tendances évolutives de l'occurrence du Lézard vivipare en lien avec d'éventuelles variations climatiques sur différents sites témoins du Massif landais mais également des zones humides de basse altitude et des tourbières des plateaux limousins.

12 sites en ex-Aquitaine ont été sélectionnés à partir de la répartition connue du Lézard vivipare et une répartition homogène des sites sur un gradient nord-sud et est-ouest. Ces sites coïncident avec les suivis de la Rainette ibérique. 8 sites en ex-Limousin complètent les suivis. Ce sont des sites à basse altitude et à plus haute altitude (gradient altitudinal, est-ouest et nord-sud).

Le suivi est basé sur le protocole POPReptile. Sur chaque site 5 placettes sont tirées aléatoirement sur un site de 100x100 m. 3 passages par an sont réalisés sur chaque site entre avril et juin avec 20 min d'observation par placette. Les périodes d'observation seront calées entre l'ex-Aquitaine et l'ex-Limousin. La mesure est liée à la fréquence d'occurrence de l'espèce, rapport exprimé en pourcentage, du nombre d'observations où cette espèce est notée au nombre total d'observations effectuées.

Les analyses descriptives de cette année tendent à montrer que l'année 2017 était une année représentative d'un réchauffement en défaveur du Lézard vivipare (forte sécheresse sur 3 saisons,

hausse des températures printanières et estivales, etc.) et qu'à l'inverse, l'année 2018 est représentative d'une année plutôt favorable aux populations de Lézard vivipare. Ces résultats sur deux années de suivis permettent de poser l'hypothèse comme pour le Lézard ocellé que la répétitivité d'évènements climatiques extrêmes peut affaiblir les organismes, impacter la dynamique des populations et modifier leurs habitats. Les suivis répétés sur le long terme pourront apporter des tendances sur l'évolution des populations. Pour les analyses des années suivantes, il conviendra de comparer les données climatiques, les données « habitat » relevées également annuellement par placette, et les indices d'abondance annuels pour tester la corrélation de ces différents facteurs avec la variation de la situation du Lézard vivipare en plaine, comparativement aux populations du Limousin.

– Lézard de Bonnal (Iberolacerta bonnali) et lézards de montagne

Les espèces de lézards d'altitude endémiques des Pyrénées du genre *Iberolacerta*, semblent particulièrement menacées par le changement climatique. Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* vit principalement entre 1800 m et 2200 m d'altitude. La principale menace qui semble peser sur cette espèce est l'élévation des températures. A terme, celle-ci permettrait la remontée d'espèces compétitrices (par exemple le Lézard des murailles *Podarcis muralis*) et prédatrices (par exemple la Coronelle lisse *Coronella austriaca)* entraînant à terme la disparition des espèces d'iberolézards.

La sélection s'est portée sur des sites dans des habitats favorables aux espèces étudiées et facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels. Chaque site présente une situation distincte de densité des espèces de lézards de montagne.

Le protocole de suivi est basé sur un comptage des espèces concernées (Lézard catalan, Lézard de Bonnal, Lézard des murailles) sur les sites d'études. Deux méthodes de suivis, placettes ou transects, sont mises en place selon le contexte du site (topographie, superficie, répartition des populations, etc.). Trois passages par an sont effectués par site dans des conditions optimales.

Les résultats de cartes de chaleur et graphiques de répartition altitudinale montrent un début de tendance à la remontée en altitude du Lézard des murailles sur le site d'Arrious et du Lézard catalan sur le site de la Mature. Les taux d'occupation montrent une tendance à la colonisation des sites entre 2017 et 2018, hormis pour les sites d'Anglas et d'Ossau nord. Les premiers résultats issus des comptages réalisés pendant l'étude indiquent que les populations de Lézard de Bonnal paraissent stationnaires en termes de répartition spatiale (dimension altitudinale notamment) : si le Lézard de Bonnal le plus bas a été observé à 2030 m en 2017 contre 2047 m en 2018, l'altitude moyenne est passée de 2103 (n = 104) à 2104 m (n = 214). Par contraste, le Lézard des murailles semble avoir progressé d'environ 20 m en altitude. Cette progression semble de plus grande ampleur qu'imaginée, puisqu'entre 2011 et 2018, la hauteur maximale a progressé d'environ 50 m en sept ans.

– Vipère péliade (Vipera berus)

La Vipère péliade est une espèce boréale présentant des adaptations spécifiques au froid qui la rend vulnérable au changement climatique. La limite sud de répartition de cette espèce se trouve dans le Massif central. Le changement climatique pourrait impacter cette espèce en influant sur la qualité de ses habitats et en perturbant directement l'espèce par le biais de sa physiologie et de la phénologie de la reproduction.

Au total, 9 sites ont été choisis dans l'aire de répartition actuelle connue de la Vipère péliade (présence avérée de l'espèce). Les zones échantillonnées sont des tourbières et des landes humides entre 670 et 810 m d'altitude en Creuse et en Corrèze. Dans certains sites les plus bas, une sympatrie entre la Vipère aspic et la Vipère péliade est connue. Ils ont été choisis à la fois dans les sites en zones « marge » et « cœur ». Les sites suivis sont gérés par le Conservatoire d'Espaces Naturels du Limousin, sauf un qui appartient à un adhérent du GMHL souhaitant conserver ses parcelles en bon état écologique pour l'espèce.

Le protocole de suivi se base sur celui développé par l'Observatoire des Reptiles d'Auvergne (ORA) Olivier Lourdais et Michaël Guillon (CEBC) dans le cadre d'un suivi à long terme de l'espèce dans le Massif central (lui-même basé sur le protocole POPReptile 2 : suivis temporels).

L'espèce principalement observée est la Vipère péliade mais la présence d'autres espèces de reptiles sera également indiquée, surtout s'il s'agit de la Vipère aspic. La détermination se fait à vue. Les transects sont suivis à pied, assez lentement pour permettre de bien observer les individus présents. Il n'y a pas de limitation de durée. Pour chaque station, 3 transects de 500 à 1000 m sont disposés dans une aire d'1 km de diamètre. Les transects font parfois moins de 500 m et ne sont pas distants de 200 m (protocole) afin de pouvoir rester dans les parcelles gérées. Les sites seront suivis trois fois par an au printemps (à partir de mars), les transects d'un même site devant être réalisés dans la même journée.

L'année 2018 a permis de tester le protocole d'échantillonnage. L'effectif de Vipère péliade observé est faible. Les années suivantes de suivis permettront de valider le protocole et d'évaluer l'effort d'échantillonnage.

– Cistude d'Europe (Emys orbicularis)

La Cistude d'Europe *Emys orbicularis* est une petite tortue d'eau douce à faible mobilité emblématique des zones humides et des milieux stagnants peu circulants. De par sa physiologie ectotherme, le cycle de vie de *E. orbicularis* est directement tributaire des conditions thermiques : reproduction, repos, insolation, alimentation, déplacement, etc. Par ailleurs, de par son écologie amphibie, *E. orbicularis* est également tributaire des conditions hydriques, que ce soit les conditions d'humidité du sol sur les sites de ponte qui impactent le succès reproducteur, ou les risques d'assèchement des plans d'eau qu'elle exploite qui impactent le maintien ou la dispersion des individus. Ainsi, *E. orbicularis* est susceptible d'être impactée, directement (par sa physiologie) et indirectement (par ses habitats terrestres et aquatiques), par le changement climatique à différents niveaux de sa morphologie, de sa phénologie, et de sa démographie.

Les sites sont choisis selon les critères suivants : présence de populations d'importance majeure à l'échelle de l'ex-Aquitaine, espaces naturels protégés bénéficiant de plans de gestion qui garantissent la pérennité des suivis. Trois premiers sites ont été retenus pour mener une étude de faisabilité.

Sur les sites, les points de piégeage d'*E. orbicularis* sont établis selon la méthode standard de capture/marquage/recapture (CMR) habituellement utilisée pour les suivis démographiques. Toutes les cistudes adultes femelles capturées et faisant plus de 450 g sont équipées d'un GPS miniaturisé. Les GPS sont programmés pour enregistrer, toutes les heures, sans cycle de repos, la position horodatée des animaux émergés. Les GPS sont remplacés lors des sessions de CMR successives.

L'identification des évènements de ponte à partir des positions GPS nocturnes souffre de deux limites : d'une part technique (l'autonomie des batteries n'est que de 4 semaines et ne couvre pas les 3 mois de la période de ponte) et d'autre part d'interprétation (pour 5 des 22 individus équipés sur 2 ans, l'analyse des données GPS seules n'a pas permis d'attribuer de ponte). Il est proposé de pallier aux limites de la méthode GPS en la combinant à une méthode récente basée sur l'accélérométrie embarquée. Le protocole d'échantillonnage demande un équipement lourd de suivi et de plus est très chronophage. Les sessions de piégeage étaient de 5 jours, échelonnées toutes les 3–4 semaines (selon les sites), de mars à septembre. Ce suivi n'est donc pas adapté à la démarche globale du programme à savoir de mettre en place des suivis à long-terme à partir de protocoles simples, robustes, fiables, non intrusifs.

- **Mammifères**

– Marmotte des Alpes (Marmota marmota)

Dans les Alpes, 20 ans d'étude ont montré que le réchauffement climatique impactait le succès reproducteur des femelles de la Marmotte des Alpes. En effet, le suivi *M. marmota* a montré que la diminution de la couverture neigeuse pendant l'hiver est liée au changement climatique et corrélée à la diminution de la taille des portées. La baisse de la masse corporelle de la mère au cours de la même période suggère que ce soit un facteur de la diminution de la taille de la portée. Une couverture de neige plus mince pendant l'hiver réduit la couche d'isolation et implique la consommation de graisse jusqu'à épuisement de la femelle. La population pyrénéenne de marmotte pourrait subir la même action négative du changement climatique que dans les Alpes.

L'objectif est de réaliser un suivi de la reproduction de la marmotte dans les Pyrénées en adaptant le protocole alpin (comptage des marmottons). Le protocole CMR des Alpes a été simplifié pour l'appliquer aux Pyrénées.

Les terriers principaux étudiés sont ceux rassemblant une famille composée du couple reproducteur, des jeunes subadultes et les marmottons. 15 familles sont suivies. Les relevés sont réalisés de 8h30 à 11h30 pendant 40 min. L'observation en fin de journée est abandonnée car liée à une activité de *M. marmota* trop variable. Les terriers sont répartis entre 1300 et 2300 m d'altitude. Le gradient d'altitude est ainsi suffisant pour étudier l'effet de la température sur les limites d'aires physiologiques de la marmotte.

Les comptages en 2018 ont été réalisés dans les mêmes conditions d'observations de météorologie qu'en 2017, la période d'observation et les créneaux de comptages favorables. Une baisse de 50 % des effectifs de marmottons sur les 15 sites suivis a été observée entre 2017 et 2018. 60 % des familles suivies en 2018 ont connu un échec de reproduction alors que ce score n'était que de 20 % en 2017. Les variations interannuelles chez cette espèce sont connues et il sera intéressant de voir à l'avenir si les effectifs remontent de façon cyclique ou si cette tendance à la baisse se confirme sur le moyen et long terme. Ces premières constatations naturalistes sont des pistes de réflexion pour orienter les analyses scientifiques sur les mises en corrélation de ces comptages avec des paramètres météorologiques mesurés.

– Communauté des micromammifères

Les petits mammifères sont plus sensibles mais s'adaptent mieux au changement climatique que les grands mammifères. L'hypothèse posée est de déterminer l'évolution de la communauté des « micromammifères » par les espèces présentes et leurs répartitions géographiques. L'objectif est l'étude de manière qualitative et quantitative des espèces et communautés d'espèces retrouvées dans les pelotes de réjection d'Effraie des clochers.

Le protocole a été redéfini en 2017 selon des transects régionaux. La région est découpée en mailles basées sur la méthode de l'atlas des mammifères. 4 transects nord-sud et 6 transects est-ouest sont disposés sur cette zone. 44 mailles de 10x10 km sont choisies. Dans chaque maille, 100 à 120 pelotes sont récoltées. Une grande variabilité du nombre de pelotes est détectée entre les secteurs. Sur les mailles en Gironde, peu de pelotes ont été récoltées.

Le protocole de suivi des communautés de micromammifères est totalement dépendant de l'Effraie des clochers qui est menacée dans un contexte de pression anthropique de plus en plus fort. En 2018, au moins 100 pelotes ont été récoltées sur chacune des doubles mailles échantillonnées avec difficulté. En effet, les prospections ont été confrontées à des bâtiments sur lesquels avaient été posés des grillages anti-pigeon bloquant ainsi l'accès à l'Effraie des clochers ou des bâtiments rénovés dans lesquels l'Effraie des clochers ne retrouve plus des conditions de vie favorables ou encore des bâtiments en destruction. Concernant les mailles sur lesquelles aucune pelote n'a été trouvée, aucun bâtiment n'était favorable à l'Effraie des clochers. En effet, ces mailles se situent entre la métropole bordelaise et le bassin d'Arcachon, zone trop anthropisée pour accueillir cet auxiliaire de suivi. En plus de la raréfaction de l'Effraie des clochers sur les sites de suivi, d'autres problèmes sont apparus, notamment la difficulté d'accès à certains sites, soit par refus du propriétaire du bâtiment, soit par fragilité du bâtiment lui-même, en effet, la plupart sont en ruine et l'accès y est souvent dangereux. Toutes ces raisons entrainent une forte incertitude quant à la pérennité des sites de suivi. Certaines espèces pourraient être indicatrices du changement climatique : Crocidure musette, Pachyure étrusque, Musaraigne couronnée, Crocidure des jardins, Crossope aquatique, Musaraigne pygmée. Cependant, ces espèces intéressantes à étudier sont peu représentées dans les échantillons. Les éléments mentionnés précédemment remettent en question plusieurs paramètres du protocole utilisé actuellement pour le suivi des communautés de micromammifères.

• Observatoire des sentinelles du climat

Pour que chacun devienne acteur du programme, des sciences participatives sont mises en place sur l'étude de la phénologie d'espèces animales et végétales, c'est-à-dire la construction d'une plateforme internet, associée à l'observation de terrain, pour un objectif de sensibilisation. Cette plateforme est ouverte à tous, quel que soit son niveau de compétence naturaliste. Le traitement de ces données sera disponible pour tous sur le site. Cette base est associée à une démarche commune des acteurs de l'éducation à l'environnement et au développement durable (EEDD) du territoire qui possèdent à la fois les connaissances naturalistes et didactiques permettant l'implication des publics dans le projet. Les espèces de ce portail (espèces communes, largement réparties sur le territoire de la Nouvelle-Aquitaine, et facilement identifiables, dont un ou plusieurs événements du cycle de vie dépendent des conditions climatiques) ont été sélectionnées. Des protocoles simples ont été établis.

Les objectifs sont les suivants : connaissance sur les optimums des espèces, connaissance des dates de la sortie de diapause/hivernation/émergence/floraison selon les espèces et sur la répartition spatiale des phénologies.

En 2018, le site a été mis en ligne. Ces sciences citoyennes s'adressent au grand public et aux scolaires. Sur l'année scolaire 2017-2018, trois projets-test ont été mis en place par Cistude Nature avec des enfants de niveaux scolaires différents. Pour l'année 2019, un travail de concertation autour de la restitution et de l'animation du territoire sera mis en place, grâce à GRAINE Aquitaine, partenaire du programme les sentinelles du climat. Des formations des structures du réseau EEDD sont prévues en 2019.

11. Bibliographie

ABADIE J.-C., CAZE G. & CASTAGNE H., 2014. – Plan de conservation de six espèces végétales des coteaux calcaires du département de la Dordogne : Arenaria controversa, Ranunculus paludosus, Lactuca perennis, Euphorbia seguieriana, Hypericum montanum, Spiraea hypericifolia subsp. obovata. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, 436 p.

ALARD D., 2001. – Méthode de suivi scientifique des habitats calcicoles dans le cadre du programme Life-Nature « Espèces prioritaires, pelouses et éboulis du bassin aval de la Seine ». Amiens : CREN Picardie, p. 17-25.

ANDREWARTHA H. G. & BIRCH L. C., 1954. – The distribution and abundance of animals. University of Chicago Press.

ANGILLETTA M. J., NIEWIAROWSKI P. H. & NAVAS C. A., 2002. – The evolution of thermal physiology in ectotherms. Journal of Thermal Biology, **27** (4) : 249-268 doi : https://doi.org/10.1016/S0306-4565(01)00094-8.

ARAUJO M., 2009. – *Climate change and spatial conservation planning. Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools* (eds A. Moilanen, H. Possingham & K. Wilson), pp. 172–184. Oxford University Press, Oxford, UK.

ARAUJO M. B. & NEW M., 2007. – Ensemble forecasting of species distributions. Trends in Ecology & Evolution, **22** (1) : 42-47 doi : 10.1016/j.tree.2006.09.010.

ARAUJO M. B., PEARSON R. G., THUILLER W. & ERHARD M., 2005. – Validation of species–climate impact models under climate change. Global Change Biology, **11** (9) : 1504-1513 doi : 10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x.

ARAUJO M. B. & PETERSON A. T., 2012. – Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. Ecology, **93** (7) : 1527-1539 doi : 10.1890/11-1930.1.

ARAUJO M. B., THUILLER W. & PEARSON R. G., 2006a. – Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. Journal of Biogeography, **33** (10) : 1712-1728 doi : 10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x.

ARAUJO M. B., THUILLER W. & PEARSON R. G., 2006b. – Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. Journal of Biogeography, **33** (10) : 1712-1728 doi : 10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x.

ARCHAUX F., BOULANGER V., CAMARET S., CORCKET E., DUPOUEY J. L., FORGEARD F., HEUZE P., LEBRET-GALLET M., MARELL A., PAYET K., ULRICH E., BEHR P., BOURJOT L., BRETHES A., CHEVALIER R. ET AL., 2009. – RENECOFOR. Dix ans de suivi de la végétation forestière : aspects méthodologiques et évolution temporelle de la flore (1994/1995-2005). Office National des Forêts, 474 p. p.

ARCHAUX F., DUPOUEY J. L. & HEUZE P., 2007. – La flore dans le réseau RENECOFOR : avancées méthodologiques et premières tendances sur 10 ans. Rendez-vous techniques ONF, (Hors-Série 4) : 95-98.

ARMBRUSTER W. S., RAE D. A. & EDWARDS M. E., 2007. – Topographic complexity and terrestrial biotic response to high-latitude climate change: Variance is as important as the mean. Dans : Arctic Alpine

Ecosystems and People in a Changing Environment. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 105-121. doi : 10.1007/978-3-540-48514-8_7.

ÁRNYAS E., BERECZKI J., TOTH A., VARGA K., PECSENYE K., TARTALLY A., KÖVICS G., KARSA D. & VARGA Z., 2009. – Oviposition preferences of Maculinea alcon as influenced by aphid (Aphis gentianae) and fungal (Puccinia gentianae) infestation of larval host plants. Ecological Entomology, **34** (1) : 90-97 doi : 10.1111/j.1365-2311.2008.01048.x.

ASHTON S., GUTIERREZ D. & WILSON R. J., 2009. – Effects of temperature and elevation on habitat use by a rare mountain butterfly: implications for species responses to climate change. Ecological Entomology, (4) : 437 doi : 10.1111/j.1365-2311.2008.01068.x.

ASKEW R. R., 1988. – The dragonflies of Europe. The dragonflies of Europe. Harley Books, 256p.

BADEAU V., 2010. – Climate change and the biogeography of French tree species: first results and perspectives. Dans : Forests, Carbon Cycle and Climate Change. Quae, p. 31.

BAILEY L. L., SIMONS T. R. & POLLOCK K. H., 2004. – Estimating Site Occupancy and Species Detection Probability Parameters for Terrestrial Salamanders. Ecological Applications, **14** (3) : 692-702 doi : 10.1890/03-5012.

BAILLEUX G., COUANON V., GOURVIL P.-Y. & SOULET D., 2017. – Pré-atlas des odonates d'Aquitaine – Synthèse des connaissances 1972-2014. CEN Aquitaine, LPO Aquitaine, 117 p.

BAIZE D. & GIRARD M.-C., 2009. – Référentiel pédologique 2008. Quae., Versailles, 405 p.

BARBER K. E., CHAMBERS F. M., MADDY D., STONEMAN R. & BREW J. S., 1994. – A sensitive high-resolution record of late Holocene climatic change from a raised bog in northern England. The Holocene, **4** (2) : 198–205.

BARBET-MASSIN M., JIGUET F., ALBERT C. H. & THUILLER W., 2012. – Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? Methods in Ecology and Evolution, **3** (2) : 327-338 doi : 10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x.

BARNEIX M., BAILLEUX G. & SOULET D., 2016. – Liste rouge régionale des odonates d'Aquitaine. Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage, 40 p.

BARRIOZ M. & MIAUD C., 2016. – Protocoles de suivi des populations d'amphibiens de France, POPAmphibien. Société Herpétologique de France, 14 p.

BARROSO F. M., CARRETERO M. A., SILVA F. & SANNOLO M., 2016. – Assessing the reliability of thermography to infer internal body temperatures of lizards. Journal of Thermal Biology, **62** : 90-96 doi : 10.1016/j.jtherbio.2016.10.004.

BARTELT P. E., KLAVER R. W. & PORTER W. P., 2010. – Modeling amphibian energetics, habitat suitability, and movements of western toads, Anaxyrus (=Bufo) boreas, across present and future landscapes. Ecological Modelling, **221** (22) : 2675-2686 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2010.07.009.

BARTELT P. E. & PETERSON C. R., 2005. – Physically modeling operative temperatures and evaporation rates in amphibians. Journal of Thermal Biology, **30** (2) : 93-102 doi : 10.1016/j.jtherbio.2004.07.007.

BECHELER CONSEILS., 2018. – Etude de l'influence de l'irradiance sur l'occurrence de l'Apollon. Considérations préliminaires des relations avec le contexte géologique local., 15 p.

BEEBEE T. J. C., 2002. – Amphibian phenology and climate changes. Conservation Biology, **16** (6) : 1454-1454 doi : 10.1046/j.1523–1739.2002.02102.x.

BEGUINOT J., 2015. – Extrapolation of the Species Accumulation Curve for Incomplete Species Samplings: A New Nonparametric Approach to Estimate the Degree of Sample Completeness and Decide when to Stop Sampling. Annual Research & Review in Biology, **8** (5) : 1-9.

BEGUINOT J., 2016. – Basic Theoretical Arguments Advocating Jackknife–2 as Usually being the Most Appropriate Nonparametric Estimator of Total Species Richness. Annual Research & Review in Biology, **10** (1) : 1-12.

BELL D. M. & SCHLAEPFER D. R., 2016. – On the dangers of model complexity without ecological justification in species distribution modeling. Ecological Modelling, **330** : 50-59 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2016.03.012.

BELLARD C., BERTELSMEIER C., LEADLEY P., THUILLER W. & COURCHAMP F., 2012. – Impacts of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letters, **15** (4) : 365-377 doi : 10.1111/j.1461–0248.2011.01736.x.

BENNIE J., HUNTLEY B., WILTSHIRE A., HILL M. O. & BAXTER R., 2008. – Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. Ecological Modelling, **216** (1) : 47-59 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2008.04.010.

BERGMANN C., 1847. – Über die Verhältnisse der Wärmeökonomie der Thiere zu ihrer Größe (Concerning the relationship of heat conservation of animals to their size). Göttinger Studien, **3** : 595-708.

BERNARDO J. & SPOTILA J. R., 2006. – Physiological constraints on organismal response to global warming: mechanistic insights from clinally varying populations and implications for assessing endangerment. Biology Letters, **2** (1) : 135-139 doi : 10.1098/rsbl.2005.0417.

BERRONEAU M., 2012. – Guide technique de conservation du Lézard ocellé en Aquitaine. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France, 118 p.

BERRONEAU M., 2014a. – Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. Cistude Nature, le Haillan, France : C. Nature, 256 p.

BERRONEAU M., 2014b. – La Grenouille des Pyrénées, une endémique de l'ouest pyrénéen. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France : C. Nature, 40 p.

BERRONEAU M., 2014c. – Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France : C. Nature, 256 p.

BERRONEAU M., 2015. – Guide des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. C. Nature., Le Haillan, Gironde, France : Association Cistude Nature, 180 p.

BERRONEAU M., D'AMICO F., FOURNIER A., DEVAUX B. & CHAZAL R., 2015. – Trois années de suivi des populations françaises de Rana pyrenaica Serra–Cobo, 1993 (Amphibia : Ranidae) : premières données d'abondance des têtards. Bulletin société herpétologique de France, **156** (4e trimestre 2015) : 31-44.

BERRONEAU M., DE REINACH HIRTZBACH J. & TILLO S., 2012. – Répartition de Podarcis liolepis sebastiani (Klemmer, 1964) (Squamata, Lacertidae) en France – Herpetofocus. Bulletin de la Société Herpétologique de France, **144** (1-13) .

BERTRAND R., 2012. – Réponse spatio-temporelle de la végétation forestière au réchauffement climatique-Évaluation du remaniement de la végétation et caractérisation de l'effet des facteurs écologiques et géographiques le modulant à l'échelle de l'espèce et des communautés. AgroParisTech.

BESNARD A. & SALLES J. M., 2010. – Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura, **62** : 169.

BEUTLER H., 1987. – Das neue Naturschutzgebiet « Milaseen » – ein wichtiger Beitrag zur Erhaltung nährstoffarmer Heideseen. Beeskower Naturwissenschaftliche Abhandlungen, **1** : 85-86.

BONNEFOY C., 2013. – Observation et modélisation spatiale de la température dans les terroirs viticoles du Val de Loire dans le contexte du changement climatique. Rennes 2.

BONNELI S., CROCETTA A., BARBERO F. & BALLETO E., 2005. – Oviposition behaviour in the myrmecophilous butterfly Maculinea alcon (Lepidoptera: Lycaenidae). Dans : Studies in the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Species Ecology along a European Gradient:Maculinea Butterflies as a Model. Pensoft, Sofia, Bulgaria : J. Settele, E. Kuhn and J. A. Thomas, p. 65-68.

BÖNSEL A., 2006. – Schnelle und individuenreiche Besiedlung eines revitalisierten Walfdmoores durch Leucorrhinia pectoralis (Odonata: Libellilidae). Libellula, **25** (3-4) : 151-157.

BOULLET V., 1984. – Première contribution à l'étude des pelouses calcaires du Crétacé des Charentes. Colloques phytosociologiques, (XI) : 15-36.

BOUZILLE J.-B., 2007. – Gestion des habitats naturels et biodiversité. Lavoisier, 330p. p.

BREIMAN L., 1984. – Classification and Regression Trees. Routledge doi : 10.1201/9781315139470.

BREIMAN L., 2001a. – Statistical Modeling: The Two Cultures (with comments and a rejoinder by the author). Statistical Science, **16** (3) : 199-231 doi : 10.1214/ss/1009213726.

BREIMAN L., 2001b. – Random Forests. Machine Learning, **45** (1) : 5-32 doi : 10.1023/A:1010933404324.

BRISCHOUX F., DUPOUE A., LOURDAIS O. & ANGELIER F., 2016. – Effects of mild wintering conditions on body mass and corticosterone levels in a temperate reptile, the aspic viper (Vipera aspis). Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology, **192** : 52-56 doi : 10.1016/j.cbpa.2015.11.015.

BRODIE J. F., HELMY O. E., MOHD-AZLAN J., GRANADOS A., BERNARD H., GIORDANO A. J. & ZIPKIN E., 2017. – Models for assessing local-scale co-abundance of animal species while accounting for differential detectability and varied responses to the environment. Biotropica, **50** (1) : 5-15 doi : 10.1111/btp.12500.

BROENNIMANN O., TREIER U. A., MULLER-SCHARER H., THUILLER W., PETERSON A. T. & GUISAN A., 2007. – Evidence of climatic niche shift during biological invasion. Ecology Letters, **10** (8) : 701-709 doi : 10.1111/j.1461-0248.2007.01060.x.

BROMMER J. E. & FRED M. S., 1999. – Movement of the Apollo butterfly Parnassius apollo related to host plant and nectar plant patches. Ecological Entomology, **24** (2) : 125-131 doi : 10.1046/j.1365–2311.1999.00190.x.

BROWN E., PREGITZER S., REED D. & BURTON J., 2000. – Predicting Daily Mean Soil Temperature from Daily Mean Air Temperature in Four Northern Hardwood Forest Stands. Forest Science, **46** (2) : 297-301.

BROYER J., CURTET L., BOUNIOL J. & VEILLE J., 2009. – L'habitat de Leucorrhinia pectoralis Charpentier, 1825 (Odonata, Libellulidae) dans les étangs piscicoles de la Dombes (Ain). Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, **78** (3-4) : 77-84.

BRYANT S. R., THOMAS C. D. & BALE J. S., 2002. – The influence of thermal ecology on the distribution of three nymphalid butterflies. Journal of Applied Ecology, **39** (1) : 43-55 doi : 10.1046/j.1365–2664.2002.00688.x.

BUCKLEY L. B., 2008. – Linking traits to energetics and population dynamics to predict lizard ranges in changing environments. American Naturalist, **171** (1) : E1-E19 doi : 10.1086/523949.

BUCKLEY L. B., 2010. – The range implications of lizard traits in changing environments. Global Ecology and Biogeography, **19** (4) : 452-464 doi : 10.1111/j.1466–8238.2010.00538.x.

BUCKLEY L. B. & HUEY R. B., 2016. – How Extreme Temperatures Impact Organisms and the Evolution of their Thermal Tolerance. Integrative and Comparative Biology, **56** (1) : 98-109 doi : 10.1093/icb/icw004.

BUCKLEY L. B., WAASER S. A., MACLEAN H. J. & FOX R., 2011. – Does including physiology improve species distribution model predictions of responses to recent climate change? Ecology, **92** (12) : 2214-2221 doi : 10.1890/11–0066.1.

BURTON J. B., 2001. – The apparent influence of climatic change on recent changes of range by European insects (Lepidoptera, Orthoptera). Dans : Proceedings 13th international colloquium European Invertebrate Survey. Leiden, p. 13-21.

CAHILL A. E., AIELLO–LAMMENS M. E., FISHER–REID M. C., HUA X., KARANEWSKY C. J., YEONG RYU H., SBEGLIA G. C., SPAGNOLO F., WALDRON J. B., WARSI O. & WIENS J. J., 2012. – How does climate change cause extinction? Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, **280** (1750) : 20121890-20121890 doi : 10.1098/rspb.2012.1890.

CAILLAUD M., LE FOULER A. & LAFON P., à paraître. – Suivi et évaluation des habitats d'intérêt communautaire des étangs arrière–littoraux d'Aquitaine – Méthodologie, grille d'évaluation et premiers résultats. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique.

CAMPBELL–STATON S. C., CHEVIRON Z. A., ROCHETTE N., CATCHEN J., LOSOS J. B. & EDWARDS S. V., 2017. – Winter storms drive rapid phenotypic, regulatory, and genomic shifts in the green anole lizard. Science, **357** (6350) : 495-498 doi : 10.1126/science.aam5512.

CANARD A. & POINSOT D., 2004. – 2.Quelques méthodes statistiques typiques de l'étude des populations et des peuplements par la méthode des quadrats., 28 p.

CAREY C. & ALEXANDER M. A., 2003. – Climate change and amphibian declines: is there a link? Diversity and distributions, **9** (2) : 111–121.

CARVALHO S. B., BRITO J. C., CRESPO E. J. & POSSINGHAM H. P., 2010. – From climate change predictions to actions – conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale: FROM CLIMATE CHANGE PREDICTIONS TO ACTIONS. Global Change Biology, **16** (12) : 3257-3270 doi : 10.1111/j.1365–2486.2010.02212.x.

CAVIERES L. A., BADANO E. I., SIERRA–ALMEIDA A. & MOLINA–MONTENEGRO M. A., 2007. – Microclimatic Modifications of Cushion Plants and Their Consequences for Seedling Survival of Native and Non–native Herbaceous Species in the High Andes of Central Chile. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, **39** (2) : 229-236 doi : 10.1657/1523–0430(2007)39[229:MMOCPA]2.0.CO;2.

CBNSA., à paraître. – Typologie des végétations des lagunes du plateau landais et des rives des étangs arrière–littoraux d'Aquitaine. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique.

CEIA–HASSE A., SINERVO B., VICENTE L. & PEREIRA H. M., 2014. – Integrating ecophysiological models into species distribution projections of European reptile range shifts in response to climate change. Ecography, **37** (7) : 679-688 doi : 10.1111/j.1600–0587.2013.00600.x.

CERRATO C., LAI V., BALLETTO E. & BONELLI S., 2016. – Direct and indirect effects of weather variability in a specialist butterfly. Ecological Entomology, **41** (3) : 263-275 doi : 10.1111/een.12296.

CHABROL L. & REIMRINGER K., 2011. – Catalogue des végétations du Parc naturel régional de Millevaches en Limousin. Conservatoire botanique national du Massif central/Parc naturel régional de Millevaches en Limousin, 240 p.

CHAMAILLE–JAMMES S., MASSOT M., ARAGON P. & CLOBERT J., 2006. – Global warming and positive fitness response in mountain populations of common lizards Lacerta vivipara. Global Change Biology, **12** (2) : 392-402 doi : 10.1111/j.1365–2486.2005.01088.x.

CHAMUSSY H., 2014. – Modèle - Hypergéo. http://www.hypergeo.eu/spip.php?article9 Consulté le 26/7/2017.

CHAO A. & CHIU C.–H., 2016. – Bridging the variance and diversity decomposition approaches to beta diversity via similarity and differentiation measures. Methods in Ecology and Evolution, **7** (8) : 919-928 doi : 10.1111/2041–210X.12551.

CHAO A., CHIU C.–H. & HSIEH T. C., 2012. – Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. Ecology, **93** (9) : 2037-2051 doi : 10.1890/11–1817.1.

CHAO A. & JOST L., 2012. – Coverage–based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. Ecology, **93** (12) : 2533-2547 doi : 10.1890/11–1952.1.

CHAO A., MA K. H. & HSIEH T. C., 2016. – iNEXT online: interpolation and extrapolation.

CHEAIB A., BADEAU V., BOE J., CHUINE I., DELIRE C., DUFRENE E., FRANÇOIS C., GRITTI E. S., LEGAY M., PAGE C., THUILLER W., VIOVY N. & LEADLEY P., 2012. – Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. Ecology Letters, **15** (6) : 533-544 doi : 10.1111/j.1461–0248.2012.01764.x.

CHEN X. & FENG T., 2016. – Patterns of Butterfly distribution in Alabama, USA (Lepidop–tera). Biodiversity Journal, **7** (1) : 25-32.

CHIU C.-H., JOST L. & CHAO A., 2014a. – Phylogenetic beta diversity, similarity, and differentiation measures based on Hill numbers. Ecological Monographs, **84** (1) : 21-44 doi : 10.1890/12-0960.1.

CHIU C.-H., WANG Y.-T., WALTHER B. A. & CHAO A., 2014b. – An improved nonparametric lower bound of species richness via a modified good-turing frequency formula. Biometrics, **70** (3) : 671-682 doi : 10.1111/biom.12200.

CHOWN S. L. & GASTON K. J., 1999. – Exploring links between physiology and ecology at macro-scales: the role of respiratory metabolism in insects. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, **74** (1) : 87-120 doi : 10.1017/s000632319800526x.

CHRISTIAN K., TRACY C. R. & PORTER W. P., 1983. – Seasonal shifts in body-temperature and use of microhabitats by Galapagos land iguanas (Conolophus pallidus). Ecology, **64** (3) : 463-468 doi : 10.2307/1939965.

CHRISTIE N. E. & GEIST N. R., 2017. – Temperature Effects on Development and Phenotype in a Free-Living Population of Western Pond Turtles (Emys marmorata). Physiological and biochemical zoology: PBZ, **90** (1) : 47-53 doi : 10.1086/689409.

COLARDELLE E., 2010. – Physiologie énergétique de la Chouette Effraie (Tyto alba) : Etude de la thermorégulation. Ecole national vétérinaire d'Alfort, 134 p.

CONSEIL GENERAL DES LANDES., 2010. – Les lagunes des Landes de Gascogne – Inventaire cartographique. Conseil Général des Landes, 25 p.

CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DE FRANCHE-COMTE. & OBSERVATOIRE REGIONAL DES INVERTEBRES., 2016. – Présentation des biotopes de leucorrhines, orientations de gestion et d'entretien, et clé de détermination – Fiche technique., 5 p.

CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL SUD-ATLANTIQUE., 2017. – Notice méthodologique : protocole suivi phénologique, version 0.4.

CONSTANT T., 2017. – Caractérisation de la sensibilité thermique d'une espèce endémique rare : la grenouille des Pyrénées (Rana pyrenaica).

CORN P. S., 2005. – Climate change and amphibians. Animal Biodiversity and Conservation, **28** (1) : 59-67.

CORN P. S. & MUTHS E., 2002. – Variable Breeding Phenology Affects the Exposure of Amphibian Embryos to Ultraviolet Radiation. Ecology, **83** (11) : 2958-2963 doi : 10.2307/3071830.

COURANT S., 2010. – Ecologie et gestion des populations de Leucorrhines d'un étang du Saumurois. LPO Anjou, PNR Loire-Anjou-Touraine, 46 p. + annexes p.

CUTLER D. R., EDWARDS T. C., BEARD K. H., CUTLER A., HESS K. T., GIBSON J. & LAWLER J. J., 2007. – Random Forests for Classification in Ecology. Ecology, **88** (11) : 2783-2792 doi : 10.1890/07-0539.1.

DAMUTH J., 1981. – Population density and body size in mammals. Nature, **290** (5808) : 699 doi : 10.1038/290699a0.

DAVID R., 2018. – Développement d'indicateurs de la sensibilité climatique des espèces végétales en Nouvelle-Aquitaine. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, 91 p.

DAVIES Z. G., WILSON R. J., COLES S. & THOMAS C. D., 2006. – Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver–spotted skipper butterfly, in response to climate warming. The Journal of Animal Ecology, **75** (1) : 247-256.

DAVIS A. J., JENKINSON L. S., LAWTON J. H., SHORROCKS B. & WOOD S., 1998. – Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. Nature, **391** (6669) : 783-786 doi : 10.1038/35842.

DAVIS M. B. & SHAW R. G., 2001. – Range Shifts and Adaptive Responses to Quaternary Climate Change. Science, **292** (5517) : 673-679 doi : 10.1126/science.292.5517.673.

DAVY R., ESAU I., CHERNOKULSKY A., OUTTEN S. & ZILITINKEVICH S., 2017. – Diurnal asymmetry to the observed global warming. International Journal of Climatology, **37** (1) : 79-93 doi : 10.1002/joc.4688.

DE BOER E. P., 2007. – De Oostlijke witsnuitlibel in Friesland 2005–2006. Landschapsbeheer Friesland, Beetsterzwaag, 47 p.

DEFAUT B., 1994. – Les synusies orthoptériques en région paléarctique occidentale. La Bastide de Sérou : Publication de l'Association des Naturalistes d'Ariège, F–09240, 275 p.

DEFAUT B., 1996. – Un système d'étages phytoclimatiques pour le domaine paléarctique. Corrélations entre végétation et paramètres climatiques. Matériaux entomocénotique, **1** : 5-46.

DEFAUT B., 1999. – Synopsis des Orthoptères de France. Bédeilhac : Numéro hors série de Matériaux entomocénotiques, 2ème édition révisée et augmentée, 87 p.

DENNIS B., KEMP W. P. & BECKWITH R. C., 1986. – Stochastic Model of Insect Phenology: Estimation and Testing. Environmental Entomology, **15** (3) : 540-546 doi : 10.1093/ee/15.3.540.

DESCHAMPS–COTTIN M., 1998. – Facteurs écologiques de la distribution de Parnassius apollo L. (Lepidoptera : Papillionidae), du maintien et de l'extinction des populations en France. Conséquences pour l'établissement d'une politique de conservation efficace. Aix–Marseille Université.

DESCIMON H., 1994. – Les parnassius français: écologie, génétique, perspectives pour leur conservation. Insectes, **93** : 2-6.

DEUTSCH C. A., TEWKSBURY J. J., HUEY R. B., SHELDON K. S., GHALAMBOR C. K., HAAK D. C. & MARTIN P. R., 2008. – Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, **105** (18) : 6668-6672 doi : 10.1073/pnas.0709472105.

DIJKSTRA K.–D. B., 2007. – Guide des libellules de France et d'Europe. Delachaux & Niestlé, 320 p.

DILLON M. E., WANG G. & HUEY R. B., 2010. – Global metabolic impacts of recent climate warming. Nature, **467** (7316) : 704-706.

DOMMANGET J. L., 1989. – Utilisation des odonates dans le cadre de la gestion des zones humides. In : Utilisation des inventaires d'invertébrés pour l'identification et la surveillance d'espaces naturels de grand intérêt faunistique. Inventaire de faune et de flore Secrétariat de la faune et de la faune, **53** (93-110) .

DORMANN C. F., 2007. – Promising the future? Global change projections of species distributions. Basic and Applied Ecology, **8** (5) : 387-397 doi : 10.1016/j.baae.2006.11.001.

DRIAS., 2018. – Drias, Les futurs du climat – Accueil. http://www.drias-climat.fr/ Consulté le 27/9/2018.

DUCHATEAU S., BERRONEAU M., CANTEGREL L., GOYENECHE L., DE REINACH HIRTZBACH J. & TILLO S., 2012. – Découverte de Rana pyrenaica Serra-Cobo, 1993 (Anura : Ranidae) sur le versant nord des Pyrénées. Bulletin de la Société Herpétologique de France, **142-143** : 51-63.

DUFRENE M. & LEGENDRE P., 1997. – Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological monographs, **67** (3) : 345-366.

DUHAZE B. & BONIFAIT S., 2014. – Contribution à la connaissance des Orthoptères d'Aquitaine : nouvelles données et considérations écologiques (Ensifera et Caelifera). Matériaux orthoptériques et entomocénotiques, **19** (81-97) .

DUPONT P., 2010a. – Plan national d'actions en faveur des Maculinea. Office pour les insectes et leur environnement. Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, 138 p.

DUPONT P., 2010b. – Plan national d'actions en faveur des Odonates. Office pour les insectes et leur environnement / Société Française d'Odonatologie – Ministère de Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, 170 p.

DZIALOWSKI E. M., 2005. – Use of operative temperature and standard operative temperature models in thermal biology. Journal of Thermal Biology, **30** (4) : 317-334 doi : 10.1016/j.jtherbio.2005.01.005.

EASTERLING D. R., MEEHL G. A., PARMESAN C., CHANGNON S. A., KARL T. R. & MEARNS L. O., 2000. – Climate extremes: Observations, modeling, and impacts. Science, **289** (5487) : 2068-2074 doi : 10.1126/science.289.5487.2068.

EE J. VAN., WESTBROOK M., YADAV S., ROLAND J. & MATTER S. F., 2015. – Predicting the effects of forest encroachment for Sedum lanceolatum and Rhodiola integrifolia at a subalpine ecotone. Alpine Botany, **125** (2) : 125-135 doi : 10.1007/s00035-015-0148-0.

ELITH J. & BURGMAN M., 2002. – Predictions and their validation: Rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. Dans : Scott JM, Heglund PJ, Morrison ML, Haufler JB, Raphael MG, Wall WA, Samson FB. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. Covelo, CA : Island Press, p. 303-313.

ELITH J., FERRIER S., HUETTMANN F. & LEATHWICK J., 2005. – The evaluation strip: a new and robust method for plotting predicted responses from species distribution models. Ecological modelling, **186** (3) : 280-289.

ELITH J., GRAHAM C. H., ANDERSON R. P., DUDIK M., FERRIER S., GUISAN A., HIJMANS R. J., HUETTMANN F., LEATHWICK J. R., LEHMANN A., LI J., LOHMANN L. G., LOISELLE B. A., MANION G., MORITZ C. ET AL., 2006. – Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography, **29** (2) : 129-151 doi : 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.

ELITH J., PHILLIPS S. J., HASTIE T., DUDIK M., CHEE Y. E. & YATES C. J., 2011. – A statistical explanation of MaxEnt for ecologists: Statistical explanation of MaxEnt. Diversity and Distributions, **17** (1) : 43-57 doi : 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x.

ELMES G. W., CLARKE R. T., THOMAS J. A. & HOCHBERG M. E., 1996. – Empirical tests of specific predictions made from a spatial model of the population dynamics of Maculinea rebeli, a parasitic butterfly of red ant colonies. Acta OEcologica, **17** (1) : 61-80.

ENGLER R., GUISAN A. & RECHSTEINER L., 2004. – An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. Journal of Applied Ecology, **41** (2) : 263-274 doi : 10.1111/j.0021-8901.2004.00881.x.

ENGLER R., RANDIN C. F., THUILLER W., DULLINGER S., ZIMMERMANN N. E., ARAUJO M. B., PEARMAN P. B., LE LAY G., PIEDALLU C., ALBERT C. H., CHOLER P., COLDEA G., DE LAMO X., DIRNBOCK T., GEGOUT J. C. ET AL., 2011. – 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. Global Change Biology, **17** (7) : 2330-2341 doi : 10.1111/j.1365-2486.2010.02393.x.

ETTERSON J. R. & SHAW R. G., 2001. – Constraint to Adaptive Evolution in Response to Global Warming. Science, **294** (5540) : 151-154 doi : 10.1126/science.1063656.

EVANS T. G., DIAMOND S. E. & KELLY M. W., 2015. – Mechanistic species distribution modelling as a link between physiology and conservation. Conservation Physiology, **3** (1) : cov056 doi : 10.1093/conphys/cov056.

FAURIE C., FERRA C., MEDORI P., DEVAUX J. & HEMPTINNE J.-L., 2011. – Ecologie: Approche scientifique et pratique. Tec & Doc Lavoisier, 531 p.

FAVENNEC J., 2002. – Connaissance et gestion durable des dunes de la côte Atlantique. Paris : Office national des forêts, 394 p.

FCPN. & GMHL., 2011. – Pelotes ! Vouziers : Félix, 98 p.

FEEHAN J., HARLEY M. & VAN MINNEN J., 2009. – Climate change in Europe. 1. Impact on terrestrial ecosystems and biodiversity. A review. Agronomy for Sustainable Development (EDP Sciences), **29** (3) : 409-421 doi : 10.1051/agro:2008066.

FELDMEIER S., SCHEFCZYK L., HOCHKIRCH A., LÖTTERS S., PFEIFER M. A., HEINEMANN G. & VEITH M., 2018. – Climate versus weather extremes: Temporal predictor resolution matters for future rather than current regional species distribution models. Diversity and Distributions, **24** (8) : 1047-1060 doi : 10.1111/ddi.12746.

FERGUSON P. F. B., CONROY M. J. & HEPINSTALL-CYMERMAN J., 2015. – Occupancy models for data with false positive and false negative errors and heterogeneity across sites and surveys. Methods in Ecology and Evolution, **6** (12) : 1395-1406 doi : 10.1111/2041-210X.12442.

FICK S. E. & HIJMANS R. J., 2017. – WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, **37** (12) : 4302-4315 doi : 10.1002/joc.5086.

FIGURNY E. & WOYCIECHOWSKI M., 1998. – Flowerhead Selection for Oviposition by Females of the Sympatric Butterfly Species Maculinea teleius and M nausithous (Lepidoptera: Lycaenidae). Entomologia Generalis, : 215-222 doi : 10.1127/entom.gen/23/1998/215.

FITZPATRICK M. C. & HARGROVE W. W., 2009. – The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. Biodiversity and Conservation, **18** (8) : 2255-2261 doi : 10.1007/s10531-009-9584-8.

FLENNER I. & SAHLEN G., 2008. – Dragonfly community re-organisation in boreal forest lakes: rapid species turnover driven by climate change? Insect Conservation & Diversity, **1** (3) : 169-179 doi : 10.1111/j.1752-4598.2008.00020.x.

FODEN W., VIE J. C., ANGULO A., BUTCHART S., DEVANTIER L., DUBLIN H., GUTSCHE A., STUART S. & TURAK E., 2008. – Species susceptibility to climate change impact. Dans : J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor and S.N. Stuart (eds). The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species. Switzerland : IUCN Gland.

FOREY E., CHAPELET B., VITASSE Y., TILQUIN M., TOUZARD B. & MICHALET R., 2008. – The relative importance of disturbance and environmental stress at local and regional scales in French coastal sand dunes. Journal of Vegetation Science, **19** (4) : 493-502 doi : 10.3170/2008-8-18392.

FOUCART T., 2015. – L'évolution de l'oviparité à la viviparité chez les reptiles : approche éco-physiologique de l'équilibre des coûts et bénéfices chez une espèce à reproduction bimodale (Zootoca vivipara). Rennes 1.

FOUCAULT (DE) B., 2012. – Contribution au prodrome des végétations de France: les Nardetea strictae Rivas Goday in Rivas Goday & Rivas-Mart. 1963. J. Bot. Soc. Bot. France, **59** : 241–344.

FOURCADE Y., 2016. – Comparing species distributions modelled from occurrence data and from expert-based range maps. Implication for predicting range shifts with climate change. Ecological Informatics, **36** : 8-14 doi : 10.1016/j.ecoinf.2016.09.002.

FRANCO A. M. A., HILL J. K., KITSCHKE C., COLLINGHAM Y. C., ROY D. B., FOX R., HUNTLEY B. & THOMAS C. D., 2006. – Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. Global Change Biology, **12** (8) : 1545-1553 doi : 10.1111/j.1365-2486.2006.01180.x.

FRANCOUR P., 2006. – Module de Dynamique des Populations, Communautés. .

FRIEDMAN D., MAGNANI J., PARANJPE D. & SINERVO B., 2017. – Evolutionary games, climate and the generation of diversity. PLOS ONE, **12** (8) : e0184052 doi : 10.1371/journal.pone.0184052.

FRONTIER S., 1976. – Utilisation des diagrammes rang-fréquence dans l'analyse des écosystèmes. Journal de Recherche Océanographique, **1** (3) : 35-48.

FRONTIER S., 1983. – Stratégies d'échantillonnage en écologie. Sainte Foy]; Paris; Sainte Foy : Les presses de l'Université Laval(IS) Masson ; Les presses de l'Université Laval.

FRONTIER S., 1985. – Diversity and structure in aquatic ecosystems. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, .

FRONTIER S., PICHOD-VIALE D., LEPRETRE A., DAVOULT D. & LUCZAK C., 2008. – Ecosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution. Dunod, 4ème édition, Paris., 558p. p.

FY F. & BISSOT R., 2014. – Mise en place et évaluation de l'état de conservation des végétations des pelouses calcicoles sur les sites Natura 2000 de Poitou-Charentes. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, 44 p.

GALANTE P. J., ALADE B., MUSCARELLA R., JANSA S. A., GOODMAN S. M. & ANDERSON R. P., 2017. – The challenge of modeling niches and distributions for data-poor species: a comprehensive approach to model complexity. Ecography, : n/a-n/a doi : 10.1111/ecog.02909.

GARGOMINY O., TERCERIE S., REGNIER C., RAMAGE T., DUPONT P., VANDEL E., DASZKIEWICZ P., LEOTARD G., COURTECUISSE R. & LEV-EQUE A., 2018. – TAXREF v11. 0, référentiel taxonomique pour la France. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Archive de téléchargement contenant cinq fichiers. Dernière consultation le.

GARGOMINY P., TERCERIE S., REGNIER C., RAMAGE T., SCHOELINCK C., DUPONT P., VANDEL E., DASZKIEWICZ P. & PONCET L., 2015. – TAXREF v9. 0, référentiel taxonomique pour la France: Méthodologie, mise en oeuvre et diffusion. Rapport SPN., Paris : Muséum national d'Histoire naturelle, 126 p.

GAUDREAU J., PEREZ L. & LEGENDRE P., 2015. – Identification des variables expliquant la distribution spatiale d'oiseaux de la forêt boréale et modélisation de tendances futures : une approche multivariée. Cybergeo : European Journal of Geography, doi : 10.4000/cybergeo.26969.

GENOUD D., 2018. – Inventaire de la biodiversité en zone viticole sur l'AOC margaux – résultats de l'échantillonnage sur les abeilles sauvages (Hymenoptera Apoidea) version 02 (non définitive). VITINNOV/AP AOC Margaux/LPOVITINNOV/AP AOC Margaux/LPO, 86 p.

GEORGES J. Y. & ROY C., (soumis). Individual variation in reproductive strategies in a freshwater turtle. Journal of Animal Ecology. .

GIBBON J. W., SCOTT D. E., RYAN T. J., BUHLMANN K. A., TUBERVILLE T. D., METTS B. S., GREENE J. L., MILLS T., LEIDEN Y., POPPY S. & WINNE C. T., 2000. – The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians: Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change. BioScience, **50** (8) : 653-666 doi : 10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2.

GOLLER M., GOLLER F. & FRENCH S. S., 2014. – A heterogeneous thermal environment enables remarkable behavioral thermoregulation in Uta stansburiana. Ecology and Evolution, **4** (17) : 3319-3329 doi : 10.1002/ece3.1141.

GOOD I. J., 1953. – The Population Frequencies of Species and the Estimation of Population. Parameters. Biometrika, **40** (3-4) : 237-264 doi : 10.1093/biomet/40.3-4.237.

GOUEL., à paraître. – Liste rouge de la flore vasculaire de Poitou-Charentes. .

GOULSON D., SANGSTER E. L. & YOUNG J. C., 2011. – Evidence for hilltopping in bumblebees? Ecological Entomology, **36** (5) : 560-563 doi : 10.1111/j.1365-2311.2011.01297.x.

GOURVIL P.-Y., SOULET D., COUANON V., SANNIER M., DROUET E., SIMPSON D. & VAN HALDER I., 2016. – Pré-Atlas des rhopalocères et zygènes d'Aquitaine. Synthèse des connaissances 1995 – 2015. France : CEN Aquitaine, LPO Aquitaine, 217 p.

GRAAE B. J., DE FRENNE P., KOLB A., BRUNET J., CHABRERIE O., VERHEYEN K., PEPIN N., HEINKEN T., ZOBEL M., SHEVTSOVA A., NIJS I. & MILBAU A., 2012. – On the use of weather data in ecological studies along altitudinal and latitudinal gradients. Oikos, **121** (1) : 3-19 doi : 10.1111/j.1600-0706.2011.19694.x.

GRAHAM C. H., RON S. R., SANTOS J. C., SCHNEIDER C. J. & MORITZ C., 2004. – Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. Evolution, **58** (8) : 1781-1793 doi : 10.1554/03-274.

GRAND D. & BOUDOT J. P., 2006. – Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg. Biotope., Mèze, 480 p.

GREFF N., 2000a. – Suivi de la population de Leucorrhinia pectoralis sur l'étang de But, commune de Saint-Etienne-du-Bois (01) et recherches de nouvelles stations sur les sites périphériques. Prospection 1999. Hermine. GRPLS, 110 p.

GREFF N., 2000b. – Suivis des peuplements d'Odonates comme indicateur de la gestion des étangs de la Dombes et recherche de Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825), espèce à forte valeur patrimoniale. Rapport ONC, 122 p.

GREVILLIOT F., KREBS L. & MULLER S., 1998. – Comparative importance and interference of hydrological conditions and soil nutrient gradients in floristic biodiversity in flood meadows. Biodiversity & Conservation, **7** (11) : 1495-1520 doi : 10.1023/A:1008826629011.

GRILLET P., CHEYLAN M. & DUSOULIER F., 2006. – Évolution des habitats et changement climatique. ecologia mediterranea, **32** : 64.

GU W. & NOVAK R. J., 2006. – Statistical estimation of degree days of mosquito development under fluctuating temperatures in the field. Journal of Vector Ecology: Journal of the Society for Vector Ecology, **31** (1) : 107-112.

GUILLER G., LOURDAIS O. & URSENBACHER S., 2017. – Hybridization between a Euro–Siberian (Vipera berus) and a Para–Mediterranean viper (V. aspis) at their contact zone in western France. Journal of Zoology, **302** (2) : 138-147 doi : 10.1111/jzo.12431.

GUILLERA–ARROITA G., RIDOUT M. S. & MORGAN B. J. T., 2010. – Design of occupancy studies with imperfect detection. Methods in Ecology & Evolution, **1** : 131-139.

GUILLON M., 2012. – De la physiologie à la répartition : Adaptations climatiques et sensibilité thermique chez une relique glaciaire. Université de Poitiers, 244 p.

GUISAN A., BROENNIMANN O., ENGLER R., VUST M., YOCCOZ N. G., LEHMANN A. & ZIMMERMANN N. E., 2006. – Using niche–based models to improve the sampling of rare species. Conservation Biology, **20** (2) : 501-511 doi : 10.1111/j.1523–1739.2006.00354.x.

GUISAN A. & THUILLER W., 2005. – Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecology Letters, **8** (9) : 993-1009 doi : 10.1111/j.1461–0248.2005.00792.x.

GUISAN A. & ZIMMERMANN N. E., 2000. – Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological modelling, **135** (2-3) : 147-186 doi : 10.1016/s0304–3800(00)00354–9.

GUNDERSON A. R. & LEAL M., 2015. – Patterns of Thermal Constraint on Ectotherm Activity. The American Naturalist, **185** (5) : 653-664 doi : 10.1086/680849.

GUNDERSON A. R. & LEAL M., 2016. – A conceptual framework for understanding thermal constraints on ectotherm activity with implications for predicting responses to global change. Ecology Letters, **19** (2) : 111-120 doi : 10.1111/ele.12552.

HANSKI I. & SIMBERLOFF D., 1997. – 1 – The Metapopulation Approach, Its History, Conceptual Domain, and Application to Conservation. Dans : Hanski I, Gilpin ME. Metapopulation Biology. San Diego : Academic Press, p. 5-26. doi : 10.1016/B978–012323445–2/50003–1.

HANSPACH J., LOOS J., DORRESTEIJN I., VON WEHRDEN H., MOGA C. I. & DAVID A., 2015. – Functional diversity and trait composition of butterfly and bird communities in farmlands of Central Romania. Ecosystem Health and Sustainability, **1** (10) : 1-8 doi : 10.1890/EHS15-0027.1.

HARRISON P. J., BUCKLAND S. T., YUAN Y., ELSTON D. A., BREWER M. J., JOHNSTON A. & PEARCE-HIGGINS J. W., 2014. – Assessing trends in biodiversity over space and time using the example of British breeding birds. Journal of Applied Ecology, **51** (6) : 1650-1660 doi : 10.1111/1365-2664.12316.

HASEGAWA M., SUZUKI Y. & WADA S., 2005. – Design and Performance of a Wet Sponge Model for Amphibian Thermal Biology. Current Herpetology, **24** (1) : 27-32 doi : 10.3105/1345-5834(2005)24[27:DAPOAW]2.0.CO;2.

HASSALL C. & THOMPSON D. J., 2008. – The effects of environmental warming on Odonata: a review. International Journal of Odonatology, **11** (2) : 131-153 doi : 10.1080/13887890.2008.9748319.

HASSALL C., THOMPSON D. J., FRENCH G. C. & HARVEY I. F., 2007. – Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. Global Change Biology, **13** (5) : 933-941 doi : 10.1111/j.1365-2486.2007.01318.x.

HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH R., 2002. – Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse). Bois-d'Arcy : Société française d'Odonatologie, 416 p.

HELMUTH B., KINGSOLVER J. G. & CARRINGTON E., 2005. – Biophysics, physiologicalecology,and climate change: Does mechanism matter? Dans : Annual review of physiology. , p. 177-201.

HICKLING R., ROY D. B., HILL J. K. & THOMAS C. D., 2005. – A northward shift of range margins in British Odonata. Global Change Biology, **11** (3) : 502-506 doi : 10.1111/j.1365-2486.2005.00904.x.

HIJMANS R. J. & GRAHAM C. H., 2006. – The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. Global Change Biology, **12** (12) : 2272-2281 doi : 10.1111/j.1365-2486.2006.01256.x.

HILL J. K., GRIFFITHS H. M. & THOMAS C. D., 2011. – Climate change and evolutionary adaptations at species' range margins. Annual Review of Entomology, **56** : 143-159 doi : 10.1146/annurev-ento-120709-144746.

HILL M. O., 1973. – Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. Ecology, **54** (2) : 427-432 doi : 10.2307/1934352.

HUEY R. B., 1991. – Physiological Consequences of Habitat Selection. The American Naturalist, **137** : S91-S115 doi : 10.1086/285141.

HUEY R. B., HERTZ P. E. & SINERVO B., 2003. – Behavioral drive versus behavioral inertia in evolution: a null model approach. The American Naturalist, **161** (3) : 357-366 doi : 10.1086/346135.

HUEY R. B., KEARNEY M. R., KROCKENBERGER A., HOLTUM J. A. M., JESS M. & WILLIAMS S. E., 2012. – Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, **367** (1596) : 1665-1679 doi : 10.1098/rstb.2012.0005.

HUEY R. B. & KINGSOLVER J. G., 1989. – Evolution of thermal sensitivity of ectotherm performance. Trends in Ecology & Evolution, **4** (5) : 131-135 doi : 10.1016/0169-5347(89)90211-5.

HUEY R. B., LOSOS J. B. & MORITZ C., 2010. – Are Lizards Toast? Science, **328** (5980) : 832-833 doi : 10.1126/science.1190374.

HUSSON F., JOSSE J. & LE S., 2018. – FactoMineR : analyse de données avec R. http://factominer.free.fr/index_fr.html Consulté le 28/9/2018.

IPCC., 2007. – Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland : Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.), 104 p.

IPCC.., 2014. – Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, 151 p.

ISE T., DUNN A. L., WOFSY S. C. & MOORCROFT P. R., 2008. – High sensitivity of peat decomposition to climate change through water–table feedback. Nature Geoscience, **1** (11) : 763–766.

ISERBYT S., 2009. – La faune des bourdons (Hymenoptera: Apidae) du Parc National des Pyrénées occidentales et des zones adjacentes. Annales de la Société entomologique de France (N.S.), **45** (2) : 217-244 doi : 10.1080/00379271.2009.10697603.

JAESCHKE A., BITTNER T., REINEKING B. & BEIERKUHNLEIN C., 2013. – Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modelling. Insect Conservation and Diversity, **6** (1) : 93-103 doi : 10.1111/j.1752–4598.2012.00194.x.

JARNEVICH C. S., STOHLGREN T. J., KUMAR S., MORISETTE J. T. & HOLCOMBE T. R., 2015. – Caveats for correlative species distribution modeling. Ecological Informatics, **29** : 6-15 doi : 10.1016/j.ecoinf.2015.06.007.

JAROSIK V., HONEK A., MAGAREY R. D. & SKUHROVEC J., 2011. – Developmental database for phenology models: related insect and mite species have similar thermal requirements. Journal of Economic Entomology, **104** (6) : 1870-1876.

JOLY D., BROSSARD T., CARDOT H., CAVAILHES J., HILAL M. & WAVRESKY P., 2010. – Les types de climats en France, une construction spatiale. Cybergeo: European Journal of Geography, .

JOOS J., KIRCHNER M., VAMBERGER M., KAVIANI M., RAHIMIBASHAR M. R., FRITZ U. & MÜLLER J., 2017. – Climate and patterns of body size variation in the European pond turtle, Emys orbicularis. Biological Journal of the Linnean Society, **122** (2) : 351-365 doi : 10.1093/biolinnean/blx056.

JOUZEL J., OUZEAU G., DEQUE M., JOUINI M., PLANTON S. & VAUTARD R., 2014. – Le climat de la France au XXIe siècle Volume 4 Scénarios régionalisés: édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre–mer. Rapports de la Direction générale de l'Énergie et du Climat, .

KARGER D. N., CONRAD O., BÖHNER J., KAWOHL T., KREFT H., SORIA–AUZA R. W., ZIMMERMANN N. E., LINDER H. P. & KESSLER M., 2017. – Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. Scientific Data, **4** : 170122 doi : 10.1038/sdata.2017.122.

KEARNEY M., 2006. – Habitat, environment and niche: what are we modelling? Oikos, **115** (1) : 186-191 doi : 10.1111/j.2006.0030–1299.14908.x.

KEARNEY M., PHILLIPS B. L., TRACY C. R., CHRISTIAN K. A., BETTS G. & PORTER W. P., 2008. – Modelling species distributions without using species distributions: the cane toad in Australia under current and future climates. Ecography, **31** (4) : 423-434 doi : 10.1111/j.0906–7590.2008.05457.x.

KEARNEY M. & PORTER W., 2009. – Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. Ecology Letters, **12** (4) : 334-350 doi : 10.1111/j.1461–0248.2008.01277.x.

KEARNEY M. & PORTER W. P., 2004. – Mapping the fundamental niche: physiology, climate, and the distribution of a nocturnal lizard. Ecology, **85** (11) : 3119-3131.

KEARNEY M. R., MATZELLE A. & HELMUTH B., 2012. – Biomechanics meets the ecological niche: the importance of temporal data resolution. Journal of Experimental Biology, **215** (6) : 922-933 doi : 10.1242/jeb.059634.

KEARNEY M. R., WINTLE B. A. & PORTER W. P., 2010. – Correlative and mechanistic models of species distribution provide congruent forecasts under climate change. Conservation Letters, **3** (3) : 203-213 doi : 10.1111/j.1755–263X.2010.00097.x.

KEARNEY M., SHINE R. & PORTER W. P., 2009. – The potential for behavioral thermoregulation to buffer « cold–blooded » animals against climate warming. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, **106** (10) : 3835-3840 doi : 10.1073/pnas.0808913106.

KERY M. & SCHAUB M., 2011. – Bayesian Population Analysis using WinBUGS: A Hierarchical Perspective. Boston : Academic Press, 554 p.

KESEL R. & URBAN K., 1999. – Population Dynamics of Gentiana pneumonanthe and Rhynchospora fusca during Wet Heathland Restoration. Applied Vegetation Science, **2** (1) : 149-156 doi : 10.2307/1478892.

KESHTKAR H. & VOIGT W., 2016. – Potential impacts of climate and landscape fragmentation changes on plant distributions: Coupling multi–temporal satellite imagery with GIS–based cellular automata model. Ecological Informatics, **32** : 145-155 doi : 10.1016/j.ecoinf.2016.02.002.

KINGSOLVER J. G. & WATT W. B., 1983. – Thermoregulatory strategies in Colias butterflies – Thermal–stress and the limits to adaptation in temporally varying environments. American Naturalist, **121** (1) : 32-55 doi : 10.1086/284038.

KLEUKERS R. M. J. C., DECLEER K., HAES E. C. M., KOLSHORN P. & THOMAS B., 1996. – The recent expansion of Conocephalus discolor (Thunberg)(Orthoptera: Tettigoniidae) in western Europe. Entomologist's Gazette, (42) : 37-39.

KOLMOGOROV A., 1933. – Sulla determinazione empirica di una lgge di distribuzione. Giornale dell'Istituto Italiano degli Attuari, **4** : 83-91.

KONVICKA M., MIHALY C. V., RAKOSY L., BENES J. & SCHMITT T. G., 2014. – Survival of cold–adapted species in isolated mountains: the population genetics of the Sudeten ringlet, Erebia sudetica sudetica, in the Jeseník Mts., Czech Republic. Journal of Insect Conservation, **18** : 153-161 doi : 10.1007/s10841–014–9621–0.

KÖRNER C., 2007. – The use of 'altitude' in ecological research. Trends in Ecology & Evolution, **22** (11) : 569-574 doi : 10.1016/j.tree.2007.09.006.

KREBS C. J., 1972. – Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. Benjamin Cummings; 5 edition, 816 p.

KRUSKAL W. H. & WALLIS W. A., 1952. – Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. Journal of the American Statistical Association, **47** (260) : 583-621 doi : 10.2307/2280779.

LA SOCIETE FRANÇAISE D'ODONATOLOGIE. & MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE., 2017. – Suivi temporel des Libellules STELI. Dans le cadre du Plan National d'Actions en faveur des Odonates et du programme Vigie-Nature, 5 p.

LAFON P., BISSOT R., CAZE G., FY F., GOUEL S., HARDY F. & LE FOULER A., 2018. – Synopsis des végétations du territoire d'agrément du Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique. .

LAFON P., LE FOULER A. & MASSARD P., 2015. – Suivi des végétations des dunes non boisées d'Aquitaine. Propositions d'adaptations méthodologiques. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 34 p.

LAFRANCHIS T., 2000. – Les papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles. Biotope, 448 p.

LAFRANCHIS T. A., JUTZELER D., GUILLOSSON J. Y., KAN P. & KAN B., 2015. – La vie des papillons : écologie, biologie et comportement des Rhopalocères de France. Paris : Diatheo, 752 p.

LAMOTHE T. & BLANCHARD F., 2005. – Etude typologique et fonctionnelle des coteaux marnicoles du Tursan (département des Landes). Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 50 p.

LAMPO M., RODRIGUEZ-CONTRERAS A., LA MARCA E. & DASZAK P., 2006. – A chytridiomycosis epidemic and a severe dry season precede the disappearance of Atelopus species from the Venezuelan Andes. The Herpetological Journal, **16** (4) : 395-402.

LAVOREL S. & GARNIER E., 2002. – Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. Functional Ecology, **16** (5) : 545-556 doi : 10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.

LE FOULER A., 2012. – Le suivi des végétations des rives des étangs arrière-littoraux d'Aquitaine - Méthode et premiers éléments. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 79 p.

LE FOULER A., 2013. – Le suivi des pelouses calcicoles d'Aquitaine - Méthodes et première lecture. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 104 p.

LE FOULER A. & BLANCHARD F., 2011a. – Méthodologie d'évaluation et de suivi de l'état de conservation des lagunes du plateau landais et première lecture d'un échantillon de 86 lagunes. Vol. 1 : méthodologie et premiers résultats. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 38 p.

LE FOULER A. & BLANCHARD F., 2011b. – Méthodologie d'évaluation et de suivi de l'état de conservation des lagunes du plateau landais et première lecture d'un échantillon de 86 lagunes. Vol. 2 : Fiches descriptives et cartes de localisation des lagunes. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 211 p.

LE LAY G., ENGLER R., FRANC E. & GUISAN A., 2010. – Prospective sampling based on model ensembles improves the detection of rare species. Ecography, **33** (6) : 1015-1027 doi : 10.1111/j.1600–0587.2010.06338.x.

LE S., JOSSE J. & HUSSON F., 2008. – **FactoMineR** : An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software, **25** (1) doi : 10.18637/jss.v025.i01.

LE TREUT H., 2013. – Les impacts du changement climatique en Aquitaine: un état des lieux scientifique. Pessac, France : Presses universitaires de Bordeaux : LGPA–Editions, 360 p.

LE TREUT H., 2018. – Anticiper les changements climatiques en Nouvelle–Aquitaine pour agir dans les territoires. Editions Région Nouvelle–Aquitaine., 488 p.

LEBLOND N., ABADIE J.–C., CAZE G. & GOUEL S., à paraître. – Liste rouge de la flore vasculaire d'Aquitaine. .

LEBOURGEOIS F., BREDA N., ULRICH E. & GRANIER A., 2005. – Climate–tree–growth relationships of European beech (Fagus sylvatica L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). Trees, **19** (4) : 385–401.

LEGENDRE P. & LEGENDRE L., 1998. – Numerical Ecology, Developments in environmental modeling 20. Second English Edition., Amsterdam : Elsevier Science B.V., 853 p.

LEGRAND D., LARRANAGA N., BERTRAND R., DUCATEZ S., CALVEZ O., STEVENS V. M. & BAGUETTE M., 2016. – Evolution of a butterfly dispersal syndrome. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, **283** (1839) doi : 10.1098/rspb.2016.1533.

LEK S. & GUEGAN J. F., 1999. – Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. Ecological Modelling, **120** (2) : 65-73 doi : 10.1016/S0304–3800(99)00092–7.

LESICA P. & MCCUNE B., 2004. – Decline of arctic–alpine plants at the southern margin of their range following a decade of climatic warming. Journal of Vegetation Science, **15** (5) : 679-690 doi : 10.1111/j.1654–1103.2004.tb02310.x.

LHONORE J., 1998. – Biologie, écologie et répartition de quatre espèces de Lépidoptères Rhopalocères protégés (Lycaenidae, Satyridae) dans l'ouest de la France. Editions OPIE, 110 p.

LI X. & WANG Y., 2013. – Applying various algorithms for species distribution modelling. Integrative Zoology, **8** (2) : 124-135 doi : 10.1111/1749–4877.12000.

LI Y., COHEN J. M. & ROHR J. R., 2013. – Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. Integrative Zoology, **8** (2) : 145-161 doi : 10.1111/1749–4877.12001.

LIBOIS R. M., FONS R. & SAINT GIRONS M. C., 1983. – Le régime alimentaire de la chouette effraie (tyto alba) dans les Pyrénées orientales. Etudes des variations éco–géographique. La terre et la vie, **37** : 187-217.

LOPEZ L. C. S., DE AGUIAR FRACASSO M. P., MESQUITA D. O., PALMA A. R. T. & RIUL P., 2012. – The relationship between percentage of singletons and sampling effort: A new approach to reduce the bias of richness estimates. Ecological Indicators, **14** (1) : 164-169 doi : 10.1016/j.ecolind.2011.07.012.

LOURDAIS O. & MIAUD C., 2016. – Protocoles de suivi des populations de reptiles de France, POPReptiles. Société Herpétologique de France, 26 p.

LOWE W. H., 2012. – Climate change is linked to long-term decline in a stream salamander. Biological Conservation, **145** (1) : 48-53 doi : 10.1016/j.biocon.2011.10.004.

LUTOLF M., KIENAST F. & GUISAN A., 2006. – The ghost of past species occurrence: improving species distribution models for presence-only data. Journal of Applied Ecology, **43** (4) : 802-815 doi : 10.1111/j.1365-2664.2006.01191.x.

LYONS C. L., COETZEE M. & CHOWN S. L., 2013. – Stable and fluctuating temperature effects on the development rate and survival of two malaria vectors, Anopheles arabiensis and Anopheles funestus. Parasites & Vectors, **6** (1) : 104 doi : 10.1186/1756-3305-6-104.

MACARTHUR R. H., 1984. – Geographical ecology: patterns in the distribution of species. Princeton University Press.

MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., HINES J. E., KNUTSON M. G. & FRANKLIN A. B., 2003. – Estimating Site Occupancy, Colonization, and Local Extinction When a Species Is Detected Imperfectly. Ecology, **84** (8) : 2200-2207 doi : 10.1890/02-3090.

MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., LACHMAN G. B., DROEGE S., ANDREW ROYLE J. & LANGTIMM C. A., 2002. – Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, **83** (8) : 2248-2255 doi : 10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2.

MACKENZIE D. I. & ROYLE J. A., 2005. – Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. Journal of Applied Ecology, **42** : 1105-1114.

MAGURRAN A. E., 2004. – Measuring biological diversity. Blackwel Science Ltd.: Oxford., 256 p.

MAHARAJ S. S. & NEW M., 2013. – Modelling individual and collective species responses to climate change within Small Island States. Biological Conservation, **167** : 283-291 doi : 10.1016/j.biocon.2013.08.027.

MALLARD F., 2018. – Présentation des indicateurs biologiques des effets du changement climatique sur la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine : les espèces sentinelles du climat. Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux, **Tome 153** (nouv. série n° 46 (2-4)) : 341-358.

MALLARD F. & BULTE S., 2018. – Programme « les sentinelles du climat » : protocole de suivis des effets du changement climatique sur la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine – cas d'étude : les lépidoptères de la lande humide de Brousteyrot (Réserve Naturelle Géologique de Saucats-La Brède, France). Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux, **Tome 153** (nouv. série n° 46 (2-4)) : 359-368.

MALLARD F. (COORD.)., 2016b. – Programme les sentinelles du climat. Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle Aquitaine. Le Haillan, France : C. Nature, 453 p. [en ligne] https://technique.sentinelles-climat.org/les-productions/. Consulté le 29 août 2017

MALLARD F., 2016a. – Programme les sentinelles du climat. Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine. Le Haillan, France : C. Nature, 86 p. [en ligne] https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01778463. Consulté le 5 février 2019.

MALLARD F. (COORD.)., 2017b. – Programme les sentinelles du climat. Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement

climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine. Le Haillan, France : C. Nature, 966 p. [en ligne] https://technique.sentinelles-climat.org/les-productions/ Consulté le 5 février 2019.

MALLARD F. (COORD.), 2017a. – Programme les sentinelles du climat. Tome III : Cadre de la modélisation prédictive des réponses des espèces face au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine. Le Haillan, France : C. Nature, 90 p. [en ligne] https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01804160. Consulté le 5 février 2019.

MALLARD F. & COUDERCHET L., 2019. – Climate Sentinels Research Program: Developing Indicators of the Effects of Climate Change on Biodiversity in the Region of New Aquitaine (South West, France). Dans : Leal Filho W, Barbir J, Preziosi R. Handbook of Climate Change and Biodiversity. Cham : Springer International Publishing, p. 223-241. doi : 10.1007/978-3-319-98681-4_14.

MANIL L. & HENRY P.-Y., 2007. – Suivi Temporel des Rhopalocères de France (STERF) – Suivi Temporel des Insectes Communs (STIC) – Protocole national., 10 p.

MANNEVILLE O., VERGNE V. & VILLEPOUX O., 2006. – Le monde des tourbières et des marais, France, Suisse, Belgique. Ed. Delachaux et Niestlé., Luxembourg.

MARAGE D. & GEGOUT J.-C., 2010. – Réponses de quelques habitats naturels forestiers et de leurs espèces typiques au changement climatique. Revue Forestière Française, **LXII** (3-4) : 485-500.

MARCHAND T. & GEORGES J. Y., soumis. – Time-budget in the European pond turtle Emys orbicularis revealed by accelerometry. Journal of Animal Ecology, .

MARCON E., 2015. – Mesures de la Biodiversité. AgroParisTech, 256 p.

MARMION M., HJORT J., THUILLER W. & LUOTO M., 2009. – Statistical consensus methods for improving predictive geomorphology maps. Computers & Geosciences, **35** (3) : 615-625.

MARTIN L. B., HOPKINS W. A., MYDLARZ L. D. & ROHR J. R., 2010. – The effects of anthropogenic global changes on immune functions and disease resistance. Annals of the New York Academy of Sciences, **1195** : 129-148 doi : 10.1111/j.1749-6632.2010.05454.x.

MASSOT M., CLOBERT J. & FERRIERE R., 2008. – Climate warming, dispersal inhibition and extinction risk. Global Change Biology, **14** (3) : 461-469 doi : 10.1111/j.1365-2486.2007.01514.x.

MAUERSBERGER R. & HEINRICH D., 1993. – Zur Habitatpräferenz von Leucorrhinia caudalis (Charpentier) (Anisoptera: Libellulidae). Libellula, **12** : 63-82.

MCCAULEY S. J., HAMMOND J. I., FRANCES D. N. & MABRY K. E., 2015. – Effects of experimental warming on survival, phenology, and morphology of an aquatic insect (Odonata). Ecological Entomology, **40** (3) : 211-220 doi : 10.1111/een.12175.

MEDDOUR R., 2011. – La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-Blanqueto-Tüxenienne. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou : Faculté des Sciences Biologiques et Agronomiques, 41 p.

MENENDEZ R., 2007. – How are insects responding to global warming? Tijdschrift voor Entomologie, **150** : 355-365.

METCALFE D. J., 2005. – Hedera helix L. Journal of Ecology, **93** (3) : 632–648.

METEO-FRANCE., 2017. – Rapport annuel. Bilan climatique 2017 en métropole.

METEO-FRANCE., 2018a. – METEO-FRANCE : Publithèque. https://publitheque.meteo.fr/okapi/accueil/okapiWebPubli/index.jsp Consulté le 27/9/2018.

METEO-FRANCE., 2018b. – METEO FRANCE - Bilans climatiques. http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/bilans-climatiques/ Consulté le 16/1/2019.

MICHENER C. D., 2007. – The Bees of the World. 2nd edition., Baltimore : Johns Hopkins University Press, 992 p.

MILLER D. A. W., BAILEY L. L., GRANT E. H. C., MCCLINTOCK B. T., WEIR L. A. & SIMONS T. R., 2015. – Performance of species occurrence estimators when basic assumptions are not met: a test using field data where true occupancy status is known. Methods in Ecology and Evolution, **6** (5) : 557-565 doi : 10.1111/2041-210X.12342.

MOILANEN A. & WINTLE B. A., 2007. – The boundary-quality penalty: a quantitative method for approximating species responses to fragmentation in reserve selection. Conservation Biology, **21** (2) : 355-364 doi : 10.1111/j.1523-1739.2006.00625.x.

MOORE A. L. & MCCARTHY M. A., 2016. – Optimizing ecological survey effort over space and time. Methods in Ecology and Evolution, **7** (8) : 891-899 doi : doi:10.1111/2041-210X.12564.

MORENO-RUEDA G., PLEGUEZUELOS J. M., PIZARRO M. & MONTORI A., 2011. – Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. Conservation Biology: The Journal Of The Society For Conservation Biology, **26** (2) : 278-283 doi : 10.1111/j.1523-1739.2011.01793.x.

MOUILLOT D. & LEPRETRE A., 2000. – Introduction of Relative Abundance Distribution (RAD) Indices, Estimated from the Rank-Frequency Diagrams (RFD), to Assess Changes in Community Diversity. Environmental Monitoring and Assessment, **63** (2) : 279-295 doi : 10.1023/A:1006297211561.

NAIMI B. & ARAUJO M. B., 2016. – sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. Ecography, **39** (4) : 368-375 doi : 10.1111/ecog.01881.

NAVAS C. A. & ARAUJO C., 2000. – The Use of Agar Models to Study Amphibian Thermal Ecology. Journal of Herpetology, **34** (2) : 330-334 doi : 10.2307/1565438.

NAWROT., 2013. – Liste rouge de la flore vasculaire du Limousin. .

NICOLAS M., CROISE L., LANIER M. & CECCHINI S., 2013. – Deuxième évaluation du réseau RENECOFOR. Département Recherche et Développement., FONTAINEBLEAU : Office National des Forêts.

NOWICKI P., BONELLI S., BARBERO F. & BALLETTO E., 2009. – Relative importance of density-dependent regulation and environmental stochasticity for butterfly population dynamics. Oecologia, **161** (2) : 227-239 doi : 10.1007/s00442-009-1373-2.

NOWICKI P., PEPKOWSKA A., KUDLEK J., SKORKA P., WITEK M., SETTELE J. & WOYCIECHOWSKI M., 2007. – From metapopulation theory to conservation recommendations : Lessons from spatial occurrence and abundance patterns of Maculinea butterflies. Biological conservation, **140** (1-2) : 119-129.

NOWICKI P., WITEK M., SKORKA P. & WOYCIECHOWSKI M., 2005. – Oviposition patterns in the myrmecophilous butterfly Maculinea alcon denis & schiffermüller (Lepidoptera: Lycaenidae) in relation to characteristics of foodplants and presence of ant hosts. Polish Journal of Ecology, **Vol. 53** (nr 3) : 409-417.

OBV., 2018. – OBV : Accueil. https://ofsa.fr/ Consulté le 28/9/2018.

O'CONNOR M. P., SIEG A. E. & DUNHAM A. E., 2006. – Linking physiological effects on activity and resource use to population level phenomena. Integrative and Comparative Biology, **46** (6) : 1093-1109 doi : 10.1093/icb/icl031.

OFSA., 2012. – Notice méthodologique Méthode d'inventaire floristique. .

OOSTERMEIJER J. G. B., VAN 'T VEER R. & DEN NIJS J. C. M., 1994. – Population structure of the rare, long–lived perennial Gentiana pneumonanthe in relation to vegetation and management in The Netherlands. Journal of Applied Ecology, **31** doi : https://doi.org/10.2307/2404440.

PARMESAN C., 2006. – Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Dans : Annual Review of Ecology Evolution and Systematics. , p. 637-669.

PARMESAN C., ROOT T. L. & WILLIG M. R., 2000. – Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. Bulletin of the American Meteorological Society, **81** (3) : 443-450 doi : 10.1175/1520–0477(2000)081<0443:ioewac>2.3.co;2.

PARMESAN C. & YOHE G., 2003. – A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature, **421** (6918) : 37-42 doi : 10.1038/nature01286.

PASCO P. Y., LEVEQUE N. & MOREL R., 2008. – Marais de Gannedel et de Timouy – Premier inventaire des odonates. : 36-43.

PAVOINE S., BONSALL M. B., DUPAIX A., JACOB U. & RICOTTA C., 2017. – From phylogenetic to functional originality: Guide through indices and new developments. Ecological Indicators, **82** (Supplement C) : 196-205 doi : 10.1016/j.ecolind.2017.06.056.

PEARSON R. G. & DAWSON T. P., 2003. – Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecology and Biogeography, **12** (5) : 361-371 doi : 10.1046/j.1466–822X.2003.00042.x.

PELLET J. & SCHMIDT B. R., 2005. – Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. Biological Conservation, **123** (1) : 27-35 doi : 10.1016/j.biocon.2004.10.005.

PETERMAN W. E., LOCKE J. L. & SEMLITSCH R. D., 2013. – Spatial and temporal patterns of water loss in heterogeneous landscapes: using plaster models as amphibian analogues. Canadian Journal of Zoology, **91** (3) : 135-140 doi : 10.1139/cjz–2012–0229.

PHILLIPS S. J., ANDERSON R. P., DUDIK M., SCHAPIRE R. E. & BLAIR M. E., 2017. – Opening the black box: an open–source release of Maxent. Ecography, **40** (7) : 887-893 doi : 10.1111/ecog.03049.

PHILLIPS S. J., ANDERSON R. P. & SCHAPIRE R. E., 2006. – Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling, **190** (3) : 231-259 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.

PHILLIPS S. J., DUDIK M. & SCHAPIRE R. E., 2004. – A maximum entropy approach to species distribution modeling. Dans : Twenty-first international conference on Machine learning – ICML '04. Banff, Alberta, Canada : ACM Press, p. 83. doi : 10.1145/1015330.1015412.

PIEAU C., 1975. – Temperature and Sex Differentiation in Embryos of Two Chelonians, Emys orbicularis L and Testudo graeca L. Dans : Intersexuality in the Animal Kingdom. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 332-339. doi : 10.1007/978-3-642-66069-6_31.

PIEDALLU C., PEREZ V., GEGOUT J.-C., LEBOURGEOIS F. & BERTRAND R., 2009. – Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Épicéa, du Sapin, du Hêtre et du Chêne sessile en France. Revue Forestière Française, **LXI** (6) : 567-593.

PIELOU E. C., 1966. – The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology, **13** : 131-144 doi : 10.1016/0022-5193(66)90013-0.

POLLARD E. & YATES T. J., 1993. – Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation: The British Butterfly Monitoring Scheme. Springer Netherlands.

PORTER W. P., 1989. – New animal models and experiments for calculating growth potential at different elevations. Physiological Zoology, **62** (2) : 286-313.

PORTER W. P. & KEARNEY M., 2009. – Size, shape, and the thermal niche of endotherms. Proceedings of the National Academy of Sciences, **106** (Supplement 2) : 19666-19672.

PORTER W. P., MUNGER J. C., STEWART W. E., BUDARAJU S. & JAEGER J., 1994. – Endotherm energetics - From a scalable individual-based model to ecological applications. Australian Journal of Zoology, **42** (1) : 125-162 doi : 10.1071/zo9940125.

POST E. & STENSETH N. C., 1999. – Climatic variability, plant phenology, and northern ungulates. Ecology, **80** (4) : 1322–1339.

POTTIER G., 2017. – Plan national d'action Lézards des Pyrénées 2013 – 2017., 123 p.

POTTIER G., 2018. – Miramelle pyrénéenne - Nature Midi-Pyrénées. http://www.naturemp.org/Miramelle-pyreneenne.html Consulté le 20/12/2018.

POTTIER G., ARTHUR C. P., WEBER L. & CHEYLAN M., 2014. – Répartition des lézards du genre Iberolacerta Arribas, 1997 (Sauria : Lacertidae) en France : 3/3 : le Lézard de Bonnal, Iberolacerta bonnali (Lantz, 1927). bulletin société herpétologique de France, **148** : 425-450.

POUNDS J. A. & CRUMP M. L., 1994. – Amphibian Declines and Climate Disturbance: The Case of the Golden Toad and the Harlequin Frog. Conservation Biology, **8** (1) : 72-85.

PREAU C., ISSELIN-NONDEDEU F., SELLIER Y., BERTRAND R. & GRANDJEAN F., 2018. – Predicting suitable habitats of four range margin amphibians under climate and land-use changes in southwestern France. Regional Environmental Change, doi : 10.1007/s10113-018-1381-z.

PRIOL P., 2009. – Guide technique pour la conservation de la Cistude d'Europe en Aquitaine., 166 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM., 2018. – R: The R Project for Statistical Computing. http://www.cran.r-project.org/ Consulté le 28/9/2018.

RAFFERTY N. E. & IVES A. R., 2011. – Effects of experimental shifts in flowering phenology on plant–pollinator interactions: Experimental shifts in flowering phenology. Ecology Letters, **14** (1) : 69-74 doi : 10.1111/j.1461–0248.2010.01557.x.

RAMEAU J. C., MANSION D., DUME G., TIMBAL J., LECOINTE A., DUPONT P. & KELLER R., 1989. – Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 1 : Plaines et collines. Paris : Institut pour le développement forestier, 1785 p.

RAMEAU J. C., MANSION D., DUME G., TIMBAL J., LECOINTE A., DUPONT P. & KELLER R., 1993. – Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 2 : Montagnes. Paris : Institut pour le développement forestier, 2421 p.

RASMONT P., 1988. – Monographie écologique et zoogéographique des bourdons de France et de Belgique (Hymenoptera, Apidae, Bombinae). FSAGx., 301 + annexe p.

RASMONT P., EBMER P. A., BANASZAK J. & VAN DET ZANDEN G., 1995. – Hymenoptera Apoidea Gallica. Liste taxonomique des abeilles de France,de Belgique, de Suisse et du Grand–Duché de Luxembourg. **HS** (100) : 98.

RASMONT P., GENOUD D., GADOUM S., AUBERT M., DUFRENE E., LE GOFF G., MAHE G., MICHEZ D. & PAULY A., 2017. – Liste des abeilles sauvages de Belgique, France, Luxembourg et Suisse. Atlas Hymenoptera. Mons, Belgium : Université de Mons, 15 p.

READING C. J., 2007. – Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. Oecologia, **151** (1) : 125-131 doi : 10.1007/s00442–006–0558–1.

REINERT H. K., 1984. – Habitat separation between sympatric snake populations. Ecology, **65** (2) : 478-486 doi : 10.2307/1941410.

REINO L., FERREIRA M., MARTINEZ-SOLANO Í., SEGURADO P., XU C. & BARBOSA A. M., 2017. – Favourable areas for co–occurrence of parapatric species: niche conservatism and niche divergence in Iberian tree frogs and midwife toads. Journal of Biogeography, **44** (1) : 88-98 doi : 10.1111/jbi.12850.

RICKLEFS R. E. & WIKELSKI M., 2002. – The physiology/life–history nexus. Trends in Ecology & Evolution, **17** (10) : 462-468 doi : 10.1016/s0169–5347(02)02578–8.

RIQUELME N. A., DIAZ–PAEZ H. & ORTIZ J. C., 2016. – Thermal tolerance in the Andean toad Rhinella spinulosa (Anura: Bufonidae) at three sites located along a latitudinal gradient in Chile. Journal of Thermal Biology, **60** : 237-245 doi : 10.1016/j.jtherbio.2016.07.019.

ROOT T., 1988. – Energy constraints on avian distributions and abundance. Ecology, **69** (2) : 330-339 doi : 10.2307/1940431.

ROOT T. L., PRICE J. T., HALL K. R., SCHNEIDER S. H., ROSENZWEIG C. & POUNDS J. A., 2003. – Fingerprints of global warming on wild animals and plants. Nature, **421** (6918) : 57-60 doi : 10.1038/nature01333.

ROSE R. J., CLARKE R. T. & CHAPMAN S. B., 1998. – Individual variation and the effects of weather, age and Zlowering history on survival and flowering of the longlived perennial Gentiana pneumonanthe. Ecography, **21** : 317-326.

ROYER J. M., 1982. – Contribution à l'étude phytosociologique des pelouses du Périgord et des régions voisines. Doc. Phytosoc, : 203–220.

ROYER J. M., 1984. – Caractérisation, répartition et origine du Xerobromion. Coll. Phytosoc, **11** : 243–267.

ROYER J.–M., 2009. – Petit précis de phytosociologie sigmatiste. Société Botanique du Centre–Ouest.,.

ROYLE J. A. & KERY M., 2007. – A Bayesian State–Space Formulation of Dynamic Occupancy Models. Ecology, **88** (7) : 1813-1823 doi : 10.1890/06–0669.1.

ROZNIK E. A. & ALFORD R. A., 2014. – Using pairs of physiological models to estimate temporal variation in amphibian body temperature. Journal of Thermal Biology, **45** (Supplement C) : 22-29 doi : 10.1016/j.jtherbio.2014.07.005.

RUIZ–ARAVENA M., GONZALEZ–MENDEZ A., ESTAY S. A., GAITAN–ESPITIA J. D., BARRIA–OYARZO I., BARTHELD J. L. & BACIGALUPE L. D., 2014. – Impact of global warming at the range margins: phenotypic plasticity and behavioral thermoregulation will buffer an endemic amphibian. Ecology and Evolution, **4** (23) : 4467-4475 doi : 10.1002/ece3.1315.

RUYS T. & COUZI L., 2015. – Atlas des Mammifères sauvages d'Aquitaine – Tome 6 – Les Rongeurs, les Erinacéomorphes et les Soricomorphes. Cistude Nature, le Haillan, France : C. Nature, 228 p.

SAVOIE J.–M., 1982. – Une chênaie–hêtraie d'Aquitaine : la forêt de Laveyron – Facteurs stationnels, phénologie, régénération du Hêtre. Bordeaux : Bordeaux, 123 p.

SCHMUCKI R., PE'ER G., ROY D. B., STEFANESCU C., SWAAY C. A. M. V., OLIVER T. H., KUUSSAARI M., STRIEN A. J. V., RIES L., SETTELE J., MUSCHE M., CARNICER J., SCHWEIGER O., BRERETON T. M., HARPKE A., HELIÖLÄ J., KÜHN E. & JULLIARD R., 2016. – A regionally informed abundance index for supporting integrative analyses across butterfly monitoring schemes. Journal of Applied Ecology, **53** (2) : 501-510 doi : 10.1111/1365–2664.12561.

SCHWARZKOPF L. & ALFORD R. A., 1996. – Desiccation and Shelter–Site Use in a Tropical Amphibian: Comparing Toads with Physical Models. Functional Ecology, **10** (2) : 193-200 doi : 10.2307/2389843.

SEABY R. M. H. & HENDERSON P. A., 2007. – Measuring and understanding biodiversity. Lymington, Hampshire : Pisces Conservation Ltd., 132 p.

SEEBACHER F. & ALFORD R. A., 2002. – Shelter Microhabitats Determine Body Temperature and Dehydration Rates of a Terrestrial Amphibian (Bufo marinus). Journal of Herpetology, **36** (1) : 69-75 doi : 10.1670/0022–1511(2002)036[0069:SMDBTA]2.0.CO;2.

SEGURADO P. & ARAUJO M. B., 2004. – An evaluation of methods for modelling species distributions. Journal of biogeography, **31** (10) : 1555-1568 doi : 10.1111/j.1365–2699.2004.01076.x.

SETTELE J., KUDRNA O., HARPKE A., KÜHN I., SWAAY C. VAN., VEROVNIK R., WARREN M., WIEMERS M., HANSPACH J., HICKLER T., KÜHN E., HALDER I. VAN., VELING K., VLIEGENTHART A., WYNHOFF I. & SCHWEIGER O., 2008. – Climatic Risk Atlas of European Butterflies. BioRisk, **1**, **1** : 1-712 doi : 10.3897/biorisk.1.

SHINE R. & KEARNEY M., 2001. – Field studies of reptile thermoregulation: how well do physical models predict operative temperatures? Functional Ecology, **15** (2) : 282-288 doi : 10.1046/j.1365–2435.2001.00510.x.

SILLERO N. & TARROSO P., 2010. – Free GIS for herpetologists: free data sources on Internet and comparison analysis of proprietary and free/open source software. Acta Herpetologica, **5** (1) : 63-85.

SINCLAIR B. J., MARSHALL K. E., SEWELL M. A., LEVESQUE D. L., WILLETT C. S., SLOTSBO S., DONG Y., HARLEY C. D. G., MARSHALL D. J., HELMUTH B. S. & HUEY R. B., 2016. – Can we predict ectotherm responses to climate change using thermal performance curves and body temperatures? Ecology Letters, **19** (11) : 1372-1385 doi : 10.1111/ele.12686.

SINERVO B., MENDEZ–DE–LA–CRUZ F., MILES D. B., HEULIN B., BASTIAANS E., VILLAGRAN–SANTA CRUZ M., LARA–RESENDIZ R., MARTINEZ–MENDEZ N., CALDERON–ESPINOSA M. L., MEZA–LAZARO R. N., GADSDEN H., AVILA L. J., MORANDO M., DE LA RIVA I. J., VICTORIANO SEPULVEDA P. ET AL., 2010. – Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. Science, **328** (5980) : 894-899 doi : 10.1126/science.1184695.

SINERVO B., MILES D. B., MARTINEZ–MENDEZ N., LARA–RESENDIZ R. & MENDEZ–DE LA CRUZ F. R., 2011. – Response to Comment on « Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches ». Science, **332** (6029) : 537-537 doi : 10.1126/science.1195348.

SINERVO B., MILES D. B., WU Y., MENDEZ–DE LA CRUZ F. R., KIRCHHOF S. & QI Y., 2018. – Climate change, thermal niches, extinction risk and maternal–effect rescue of toad–headed lizards, Phrynocephalus , in thermal extremes of the Arabian Peninsula to the Qinghai–Tibetan Plateau. Integrative Zoology, **13** (4) : 450-470 doi : 10.1111/1749–4877.12315.

SOUBEYROUX J.–M., MARTIN E., FRANCHISTEGUY L., HABETS F., NOILHAN J., BAILLON M., REGIMBEAU F., VIDAL J.–P., MOIGNE P. L. & MOREL S., 2007. – Safran–Isba–Modcou (SIM) : Un outil pour le suivi hydrométéorologique opérationnel et les études. La Météorologie, (63) : PP. 40–45.

STEFANESCU C., CARNICER J. & PEÑUELAS J., 2011. – Determinants of species richness in generalist and specialist Mediterranean butterflies: the negative synergistic forces of climate and habitat change. Ecography, **34** (3) : 353-363 doi : 10.1111/j.1600–0587.2010.06264.x.

STERNBERG K. & BUCHWALD R., 2000. – Libellen Baden–Württembergs, Bd.2, Großlibellen (Anisoptera), Literatur. Stuttgart : Ulmer, E, 712 p.

STRASBURG J. L., KEARNEY M., MORITZ C. & TEMPLETON A. R., 2007. – Combining Phylogeography with Distribution Modeling: Multiple Pleistocene Range Expansions in a Parthenogenetic Gecko from the Australian Arid Zone. Plos One, **2** (8) : e760 doi : e760 10.1371/journal.pone.0000760.

SUGGITT A. J., GILLINGHAM P. K., HILL J. K., HUNTLEY B., KUNIN W. E., ROY D. B. & THOMAS C. D., 2011. – Habitat microclimates drive fine–scale variation in extreme temperatures. Oikos, **120** (1) : 1-8 doi : 10.1111/j.1600–0706.2010.18270.x.

SUTHERST R. W., FLOYD R. B. & MAYWALD G. F., 1996. – The potential geographical distribution of the cane toad, Bufo marinus L in Australia. Conservation Biology, **10** (1) : 294-299 doi : 10.1046/j.1523–1739.1996.10010294.x.

TAFANI M., COHAS A., BONENFANT C., GAILLARD J.–M. & ALLAINE D., 2013. – Decreasing litter size of marmots over time: a life history response to climate change? Ecology, **94** (3) : 580-586 doi : 10.1890/12–0833.1.

TEXIER J. P., 2011. – Genèse des lagunes landaises : un point sur la question in De la lagune à l'airial. Travaux et colloques scientifiques du PNRLG, 20 p.

THOMAS C. D., CAMERON A., GREEN R. E., BAKKENES M., BEAUMONT L. J., COLLINGHAM Y. C., ERASMUS B. F. N., DE SIQUEIRA M. F., GRAINGER A., HANNAH L., HUGHES L., HUNTLEY B., VAN JAARSVELD A. S., MIDGLEY G. F., MILES L.

ET AL., 2004. – Extinction risk from climate change. Nature, **427** (6970) : 145-148 doi : 10.1038/nature02121.

THOMAS C. D., FRANCO A. M. A. & HILL J. K., 2006. – Range retractions and extinction in the face of climate warming. Trends in Ecology & Evolution, **21** (8) : 415-416 doi : 10.1016/j.tree.2006.05.012.

THOMAS J. A. & ELMES G. W., 2001. – Food–plant niche selection rather than the presence of ant nests explains oviposition patterns in the myrmecophilous butterfly genus Maculinea. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, **268** (1466) : 471-477 doi : 10.1098/rspb.2000.1398.

THORSON T. & SVIHLA A., 1943. – Correlation of the Habitats of Amphibians with Their Ability to Survive the Loss of Body Water. Ecology, **24** (3) : 374-381 doi : 10.2307/1930538.

THUILLER W., LAFOURCADE B., ENGLER R. & ARAUJO M. B., 2009. – BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography, **32** (3) : 369-373 doi : 10.1111/j.1600–0587.2008.05742.x.

THUILLER W., LAVOREL S., ARAUJO M. B., SYKES M. T. & PRENTICE I. C., 2005. – Climate change threats to plant diversity in Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences, **102** (23) : 8245-8250 doi : 10.1073/pnas.0409902102.

TODISCO V., GRATTON P., CESARONI D. & SBORDONI V., 2010. – Phylogeography of Parnassius apollo: hints on taxonomy and conservation of a vulnerable glacial butterfly invader. Biological Journal of the Linnean Society, **101** (1) : 169-183 doi : 10.1111/j.1095–8312.2010.01476.x.

TRACY C. R., BETTS G., RICHARD TRACY C. & CHRISTIAN K. A., 2007. – Plaster Models to Measure Operative Temperature and Evaporative Water Loss of Amphibians. Journal of Herpetology, **41** (4) : 597-603 doi : 10.1670/07–006.1.

TSOAR A., ALLOUCHE O., STEINITZ O., ROTEM D. & KADMON R., 2007. – A comparative evaluation of presence–only methods for modelling species distribution. Diversity and Distributions, **13** (4) : 397-405 doi : 10.1111/j.1472–4642.2007.00346.x.

TYRE A. J., TENHUMBERG B., FIELD S. A., NIEJALKE D., PARRIS K. & POSSINGHAM H. P., 2003. – Improving Precision and Reducing Bias in Biological Surveys: Estimating False–Negative Error Rates. Ecological Applications, **13** (6) : 1790-1801 doi : 10.1890/02–5078.

UICN., 2018. – European Redlist – Environment – European Commission. http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/butterflies/references.htm Consulté le 12/12/2018.

ULRICH E., 1995. – Le réseau RENECOFOR : Objectifs et réalisation. Revue Forestière Française, **XLVII** (2) : 107-124.

ULRICH E. & CECCHINI S., 2009. – RENECOFOR – MANUEL DE REFERENCE N° 12 POUR LES OBSERVATIONS PHENOLOGIQUES – Placettes des niveaux A et B (Level II plots within the European Union). Fontainebleau : Office National des Forêts, 30 p.

UNDERWOOD F. M., 2013. – Describing seasonal variability in the distribution of daily effective temperatures for 1985–2009 compared to 1904–1984 for De Bilt, Holland. Meteorological Applications, **20** : 394-404.

URSENBACHER S., GUILLON M., CUBIZOLLE H., DUPOUE A., BLOUIN-DEMERS G. & LOURDAIS O., 2015. – Postglacial recolonization in a cold climate specialist in western Europe: patterns of genetic diversity in the adder (Vipera berus) support the centralâ€"marginal hypothesis. Molecular Ecology, **24** (14) : 3639-3651.

VAPNIK V., 1995. – The Nature of Statistical Learning Theory. Springer Science & Business Media, 324 p.

VAPNIK V., 1998. – Statistical learning theory. Wiley., New York.

VENNETIER M., 2007. – Un nouveau modèle bioclimatique pour la forêt méditerranéenne. Application à l'étude de l'impact du changement climatique sur la végétation et à l'évaluation de la productivité forestière. Aix-Marseille 3.

VENNETIER M. & RIPERT C., 2010. – Impact du changement climatique sur la flore méditerranéenne: théorie et pratique. Dans : Barbault R., Foucault A., Changement climatique et biodiversité, Paris, éditions Vulbert. , p. 75-87.

VIDAL J.-P., MARTIN E., FRANCHISTEGUY L., BAILLON M. & SOUBEYROUX J.-M., 2010. – A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. International Journal of Climatology, **30** (11) : 1627-1644 doi : 10.1002/joc.2003.

VITASSE Y., 2009. – Impact du changement climatique sur la phénologie des forêts de montagne (Thèse). Bordeaux : Bordeaux, 410 p.

VITASSE Y., FRANÇOIS C., DELPIERRE N., DUFRENE E., KREMER A., CHUINE I. & DELZON S., 2011. – Assessing the effects of climate change on the phenology of European temperate trees. Agricultural and Forest Meteorology, **151** (7) : 969–980.

VOISIN J. F., 1980. – Réflexion à propos d'une méthode simple d'échantillonnage des peuplements d'Orthoptères en milieu ouvert. Acrida, **9** : 159-170.

VOISIN J. F., 1986. – Une méthode simple pour caractériser l'abondance des orthoptères en milieu ouvert. L'entomologiste, **42** (2) : 113-119.

WAGNER T. L., OLSON R. L. & WILLERS J. L., 1991. – Modeling arthropod development time. Journal of Agricultural Entomology, **8** (4) : 251-270.

WALTHER G. R., POST E., CONVEY P., MENZEL A., PARMESAN C., BEEBEE T. J. C., FROMENTIN J. M., HOEGH-GULDBERG O. & BAIRLEIN F., 2002. – Ecological responses to recent climate change. Nature, **416** (6879) : 389-395 doi : 10.1038/416389a.

WILDERMUTH H., 1992. – Habitate und Habitatwalh der Grossen Moosjungfer (Leucorrhiniapectoralis) Charp.1825 (Odonata, Libellulidae). Zeitschrift für Ökologie und naturschutz.1, 18 p.

WILDERMUTH H., 1994. – Populationsdynamik der Grossen Moosjungfer (Leucorrhinia pectoralis) Charp.1825 (Odonata, Libellulidae). Zeitschrift für Ökologie und naturschutz. 3, 14 p.

WILDERMUTH H., 2002. – Artenschutz im Spannungsfeld zwischen Forschung und Umsetzung – Beispiel Libellen (Odonata) Artenschutzreport, Heft 12 : 5–10. La protection des espèces confrontée aux exigences différentes de la recherche et de la gestion des habitats, l'exemple des libellules. Société française d'odonatologie, 11 p.

WILSON R. J., BENNIE J., LAWSON C. R., PEARSON D., ORTUZAR-UGARTE G. & GUTIERREZ D., 2015. – Population turnover, habitat use and microclimate at the contracting range margin of a butterfly. Journal of Insect Conservation, **19** (2) : 205-216 doi : 10.1007/s10841-014-9710-0.

WILSON R. J., GUTIERREZ D., GUTIERREZ J. & MONSERRAT V. J., 2007. – An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. Global Change Biology, (9) : 1873.

WILSON R. J. & MACLEAN I. M. D., 2011. – Recent evidence for the climate change threat to Lepidoptera and other insects. Journal of Insect Conservation, **15** (1-2) : 259-268 doi : 10.1007/s10841-010-9342-y.

WYNHOFF I., 2001. – At home on foreign meadows: the reintroduction of two Maculineae butterfly species. S.l. : S.n.

YANG L. H. & RUDOLF V. H. W., 2010. – Phenology, ontogeny and the effects of climate change on the timing of species interactions. Ecology Letters, **13** (1) : 1-10 doi : 10.1111/j.1461-0248.2009.01402.x.

YOCCOZ N. G., NICHOLS J. D. & BOULINIER T., 2001. – Monitoring of biological diversity in space and time. Trends in Ecology & Evolution, **16** : 446-453.

ZANIEWSKI A. E., LEHMANN A. & OVERTON J. M. C., 2002. – Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. Ecological modelling, **157** (2-3) : 261-280 doi : 10.1016/s0304-3800(02)00199-0.

ZHENG D., HUNT JR E. R. & RUNNING S. W., 1993. – A daily soil temperature model based on air temperature and precipitation for continental applications. Climate Research, **7** (2) : 183-191.

ZIPKIN E. F., ROSSMAN S., YACKULIC C. B., WIENS J. D., THORSON J. T., DAVIS R. J. & GRANT E. H. C., 2017. – Integrating count and detection-nondetection data to model population dynamics. Ecology, **98** (6) : 1640-1650 doi : 10.1002/ecy.1831.

ZWICKE M., 2013. – Impacts d'une canicule sécheresse sur le fonctionnement et la structure des communautés végétales de l'écosystème prairial. Clermont-Ferrand : Université Blaise Pascal-Clermont-Ferrand II, 305 p.

12. Annexes

ANNEXE. 1. CARTES DES VARIABLES CLIMATIQUES (PAR AN ET PAR SAISONS) EN NOUVELLE-AQUITAINE 651

ANNEXE. 2. EXEMPLES DE CARTES DE POTENTIALITE DE PRESENCE GENEREES PAR RANDOM FOREST 659

ANNEXE. 3. CARTES DE LOCALISATION DES DISPOSITIFS DE SUIVI DE PELOUSES CALCICOLES 660

ANNEXE. 4. FLORE RECENSEES SUR LES SITES DE PELOUSES CALCICOLES SUIVIS EN 2018 661

ANNEXE. 5. CARTES DE POSITIONNEMENT DES TRANSECTS DES SITES DE SUIVIS DES LEPIDOPTERES ET ASCALAPHES EN PELOUSE CALCICOLE VALIDES EN 2018. 663

ANNEXE. 6. TABLEAU SYNTHETIQUE REPERTORIANT LES ESPECES DE RHOPALOCERES ET DE ZYGENES PRESENTES EN NOUVELLE-AQUITAINE PAR NIVEAU DE DETERMINATION 671

ANNEXE. 7. CARTE DE LOCALISATION DES DISPOSITIFS DE SUIVI DES TOURBIERES. 678

ANNEXE. 8. CARTES DE POSITIONNEMENT DES TRANSECTS POUR LES SITES DE SUIVIS DES LEPIDOPTERES EN LANDE HUMIDE VALIDES EN 2018. 683

ANNEXE. 9. CARTES DE POSITIONNEMENT DES QUADRATS DE 100M² POUR LES SITES DE SUIVIS DE *PHENGARIS ALCON* ET *GENTIANA PNEUMONANTHE*. 693

ANNEXE. 10. CARTES DE REPARTITION 2018 DE *GENTIANA PNEUMONANTHE* SUR L'ENSEMBLE DES PERIMETRES DE TROIS SITES. 703

ANNEXE. 11. POSITIONNEMENT DES TRANSECTS DE SUIVIS DE VIPERE PELIADE. 706

ANNEXE. 12. CARTES DE LOCALISATION DES DISPOSITIFS DE SUIVI DES LAGUNES 724

ANNEXE. 13. FLORE RECENSEES SUR LES SITES DE LAGUNES DU PLATEAU LANDAIS 732

ANNEXE. 14. CARTES DE LOCALISATION DES TRANSECTS DE SUIVIS ODONATES SUR LES SITES VALIDES 740

ANNEXE. 15. AUTORISATION DE CAPTURE 2018 750

ANNEXE. 16. CARTE DE LOCALISATION DES DISPOSITIFS DE SUIVI DES RIVES D'ETANGS 754

ANNEXE. 17. BORDEREAU DE SUIVI DES VEGETATIONS DES RIVES D'ETANGS ARRIERE-LITTORAUX 760

ANNEXE. 18. FLORE RECENSEE SUR LES SITES DE SUIVI DES RIVES D'ETANGS ARRIERE-LITTORAUX 762

ANNEXE. 19. CARTES DE LOCALISATION DES DISPOSITIFS DE SUIVI DES FORETS A HETRE 769

ANNEXE. 20. BORDEREAU DE SUIVI DES FORETS A HETRE 779

ANNEXE. 21. FLORE RECENSEE SUR LES SITES DE SUIVI DE FORET A HETRE 781

ANNEXE. 22. LOCALISATION DES POINTS D'OBSERVATION APOLLON. 792

ANNEXE. 23. FICHE DE RELEVE TRANSECT. 794

ANNEXE. 24. FICHE DE RELEVE APOLLON 795

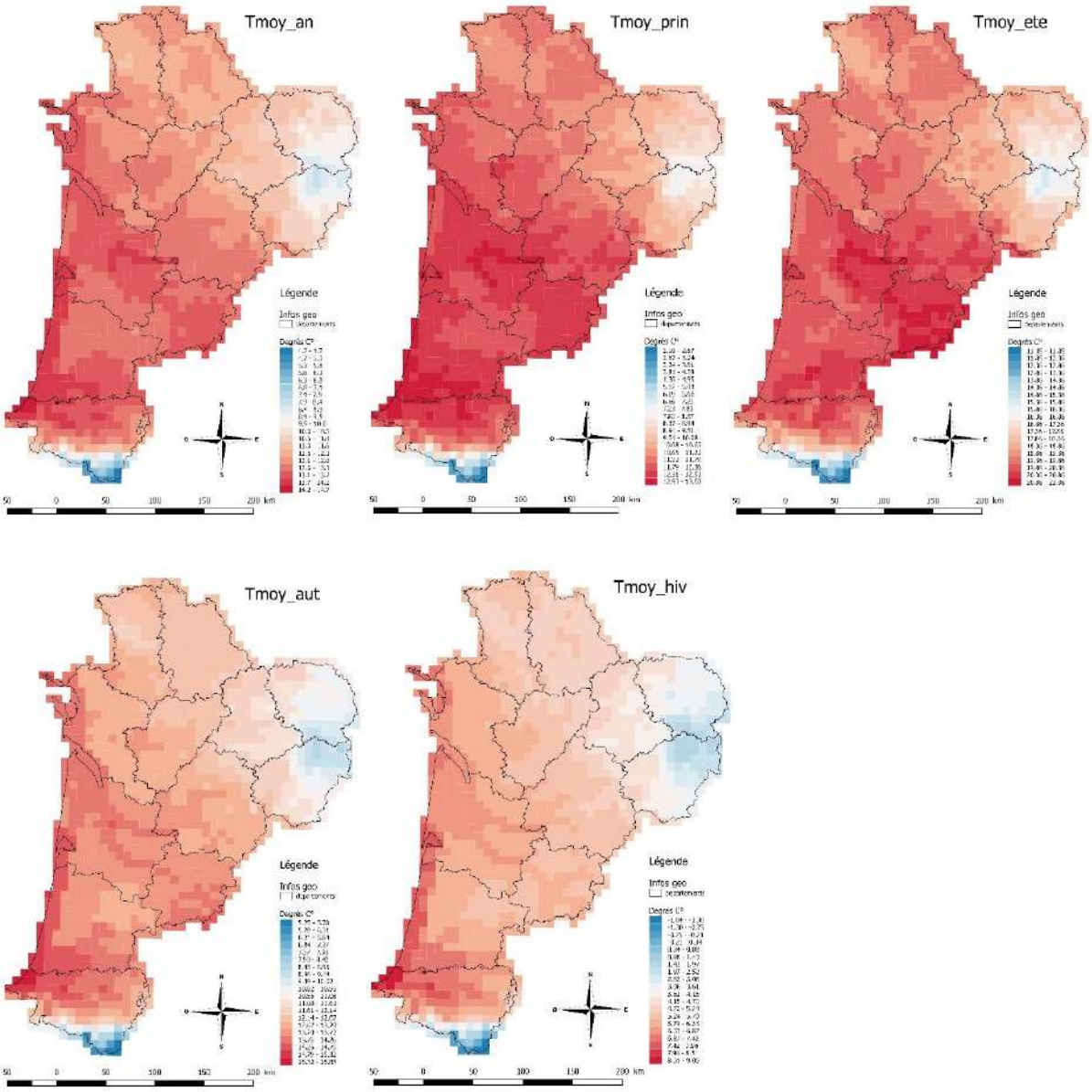
ANNEXE. 25. FICHE D'AIDE A L'ESTIMATION DES DISTANCES. EXEMPLE DE FICHES POUR LES POINTS POM3 DU SITE DE POMBIE ET ARR2 DU SITE D'ARRIOUS. 796

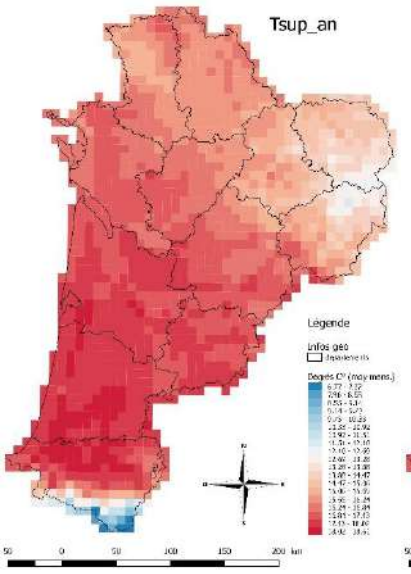
ANNEXE. 26. CORTEGE DE LEPIDOPTERES MONTAGNARDS (ESPECES PROTEGEES EN GRAS) OBSERVE SUR L'ENSEMBLE DES TRANSECTS. 797

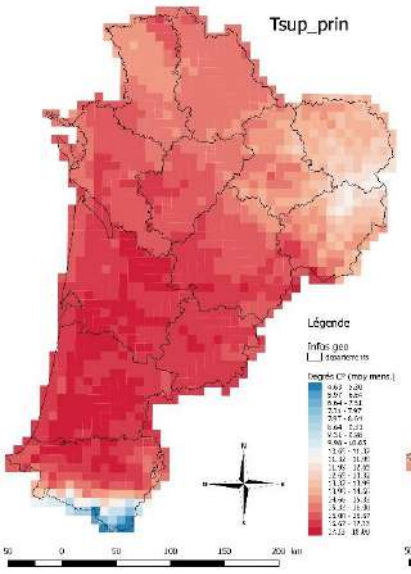
ANNEXE. 27. FICHE PROJET DANS LE CADRE DE L'OBSERVATOIRE DES SENTINELELS DU CLIMAT 799

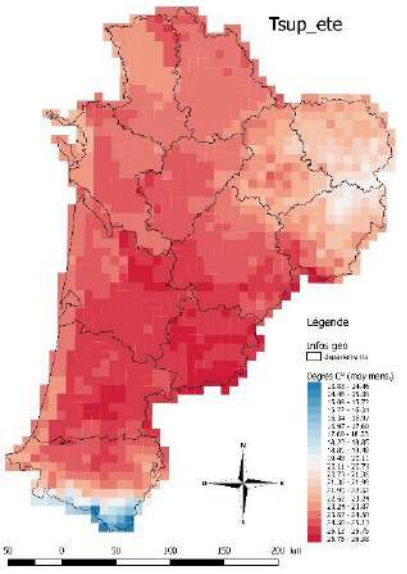
ANNEXE. 28. FICHE RETOUR D'EXPETIENCE DE L'OBSERVATOIRE DES SENTINELLES 802

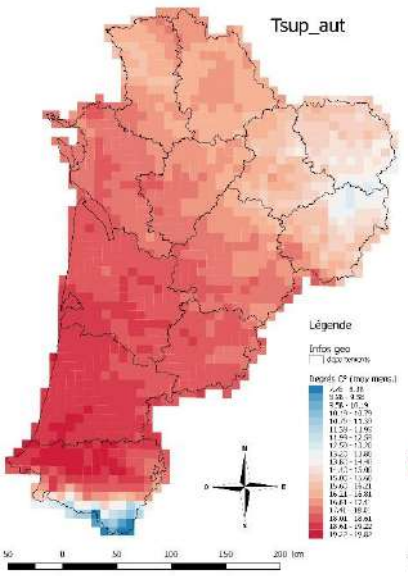
Annexe. 1. Cartes des variables climatiques (par an et par saisons) en Nouvelle-Aquitaine

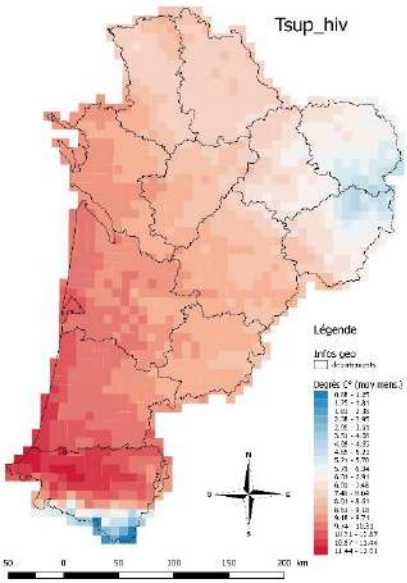


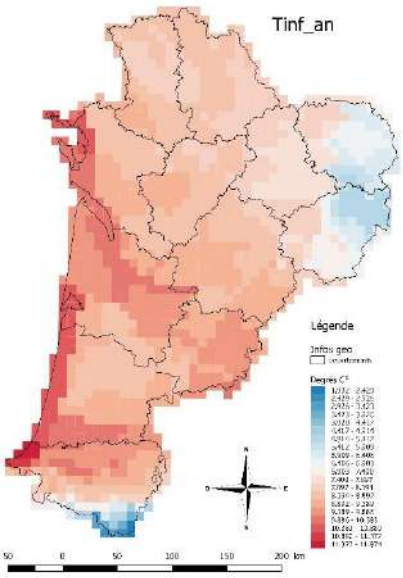

Tsup_an
Légende
Infos geo

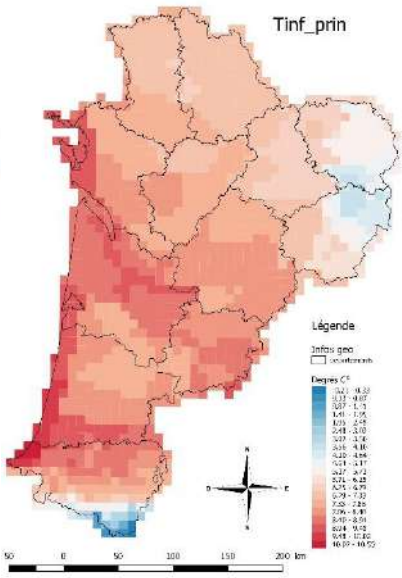

Tsup_prin
Légende
Infos geo

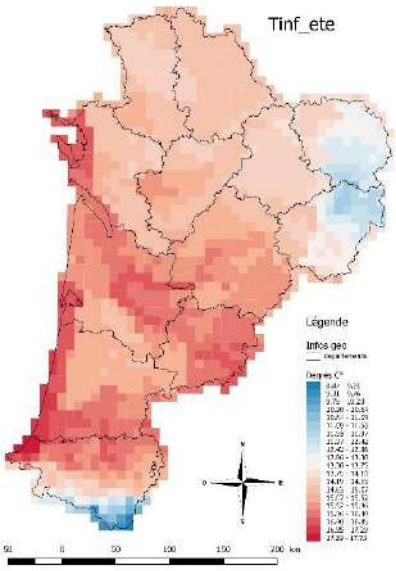

Tsup_ete
Légende
Infos geo

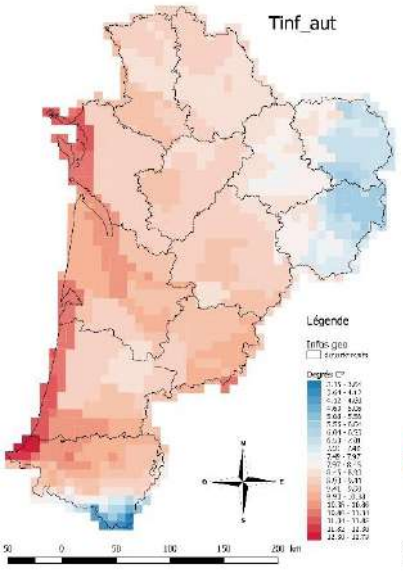

Tsup_aut
Légende
Infos geo

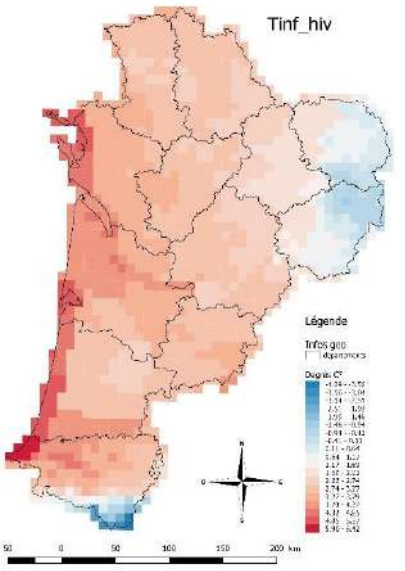

Tsup_hiv
Légende
Infos geo

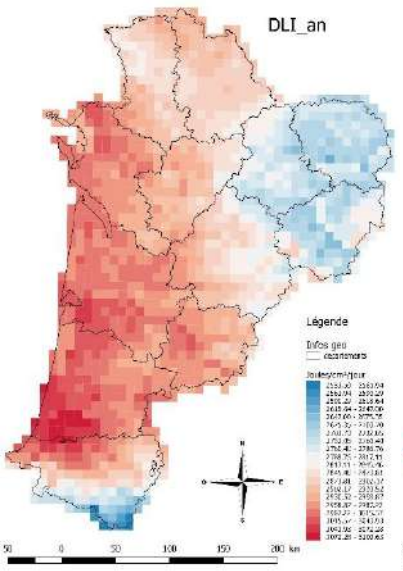

Tinf_an
Légende
Infos geo

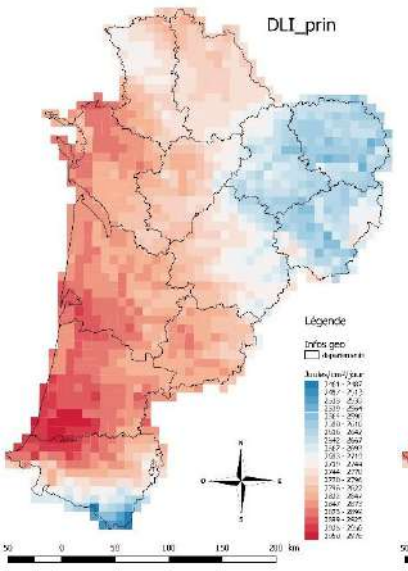

Tinf_prin
Légende
Infos geo

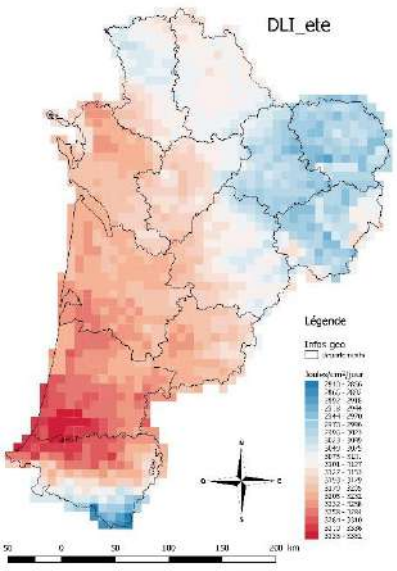

Tinf_ete
Légende
Infos geo

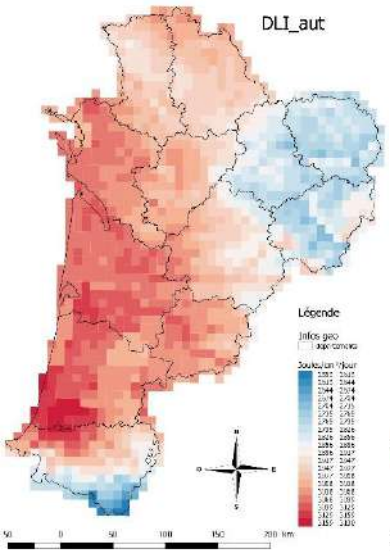

Tinf_aut
Légende
Infos geo

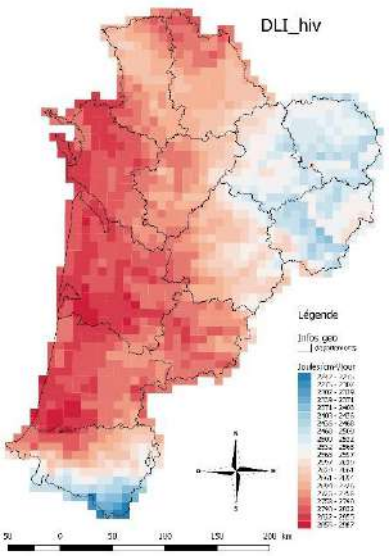

Tinf_hiv
Légende
Infos geo

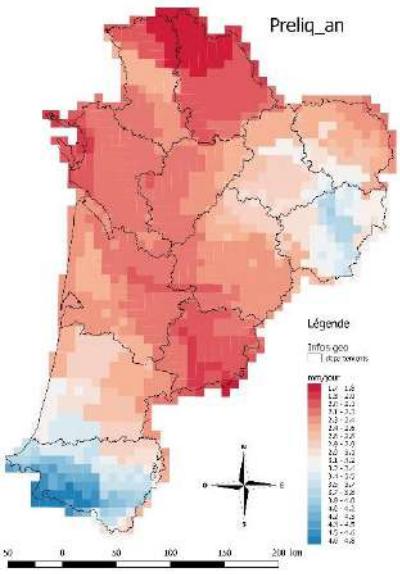

DLI_an
Légende
Infos geo

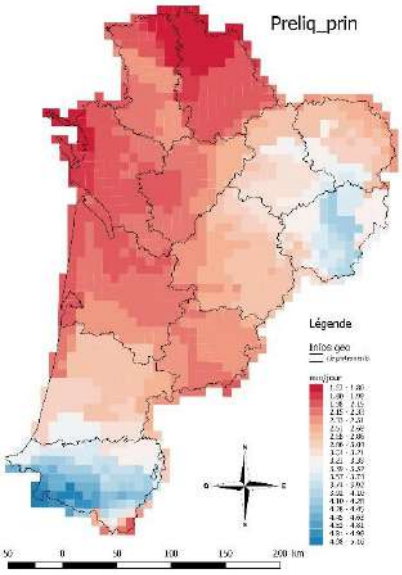

DLI_prin
Légende
Infos geo

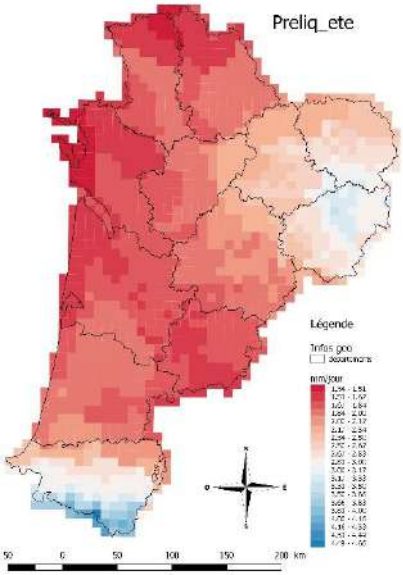

DLI_ete
Légende
Infos geo

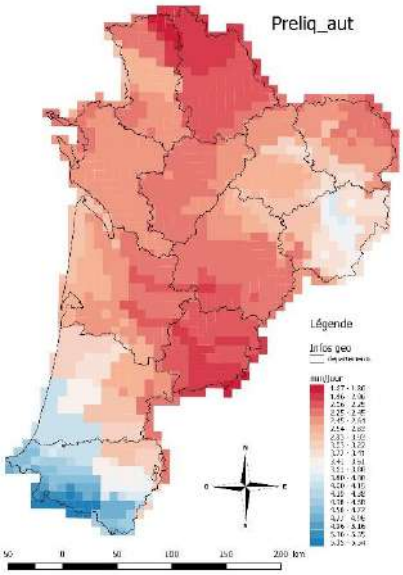

DLI_aut
Légende
Infos geo

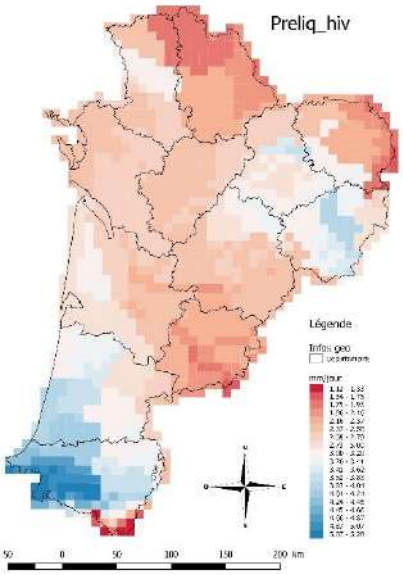

DLI_hiv
Légende
Infos geo

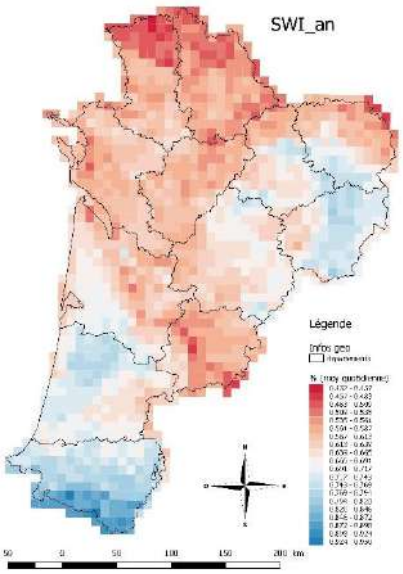

Preliq_an
Légende
Infos geo

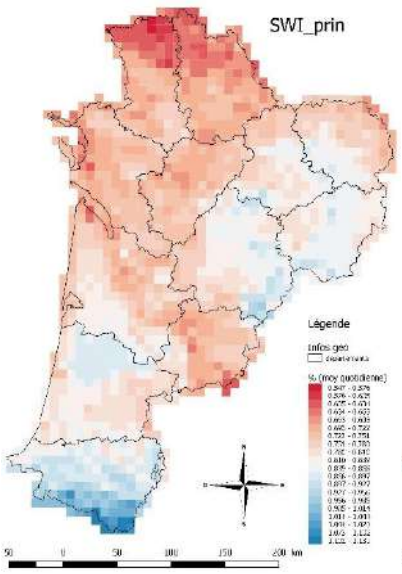

Preliq_prin
Légende
Infos geo

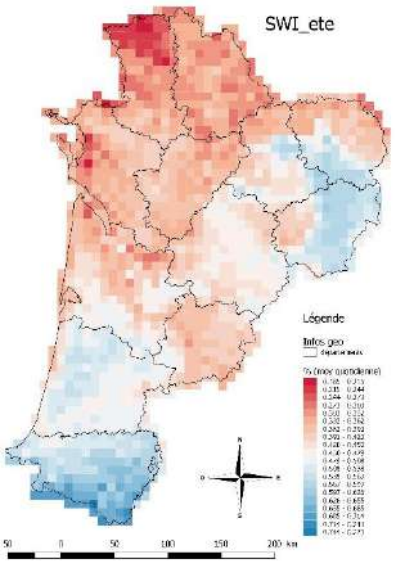

Preliq_ete
Légende
Infos geo

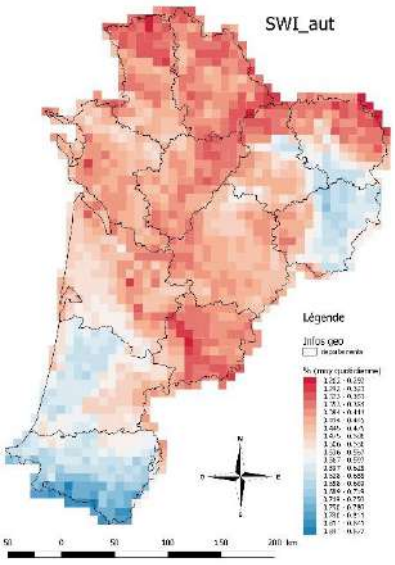

Preliq_aut
Légende
Infos geo

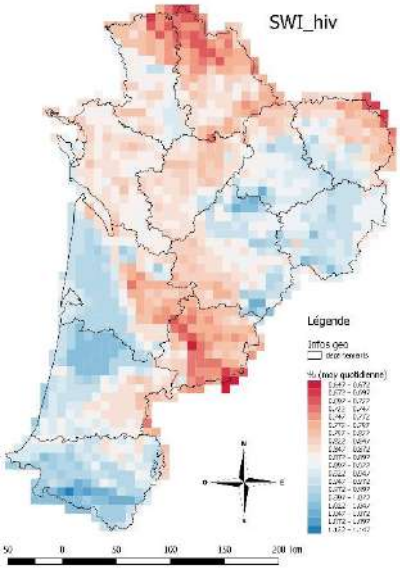

Preliq_hiv
Légende
Infos geo

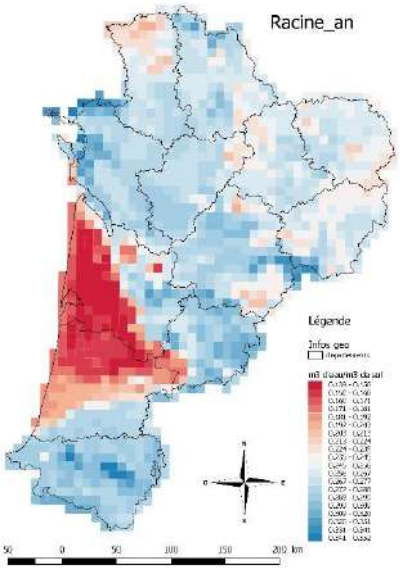

SWI_an
Légende
Infos geo

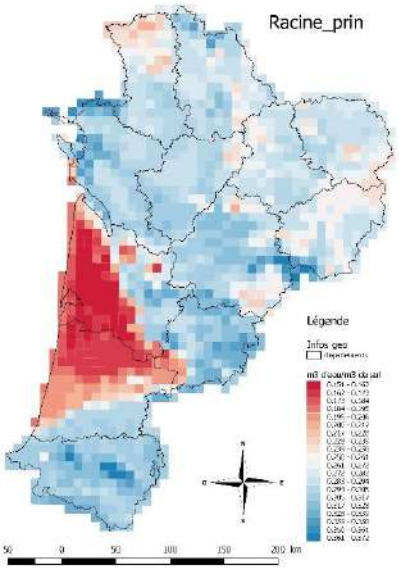

SWI_prin
Légende
Infos geo

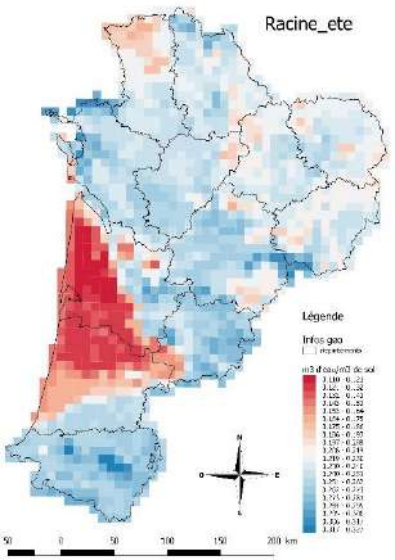

SWI_ete
Légende
Infos geo

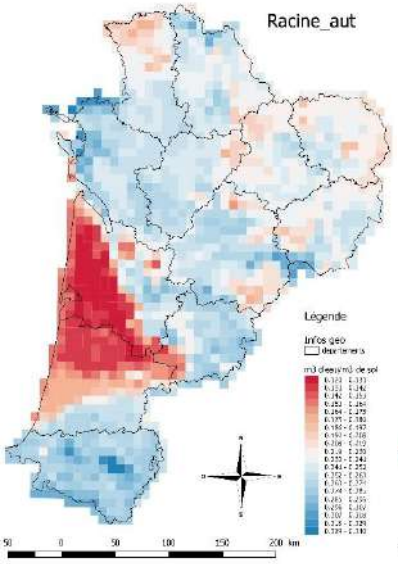

SWI_aut
Légende
Infos geo

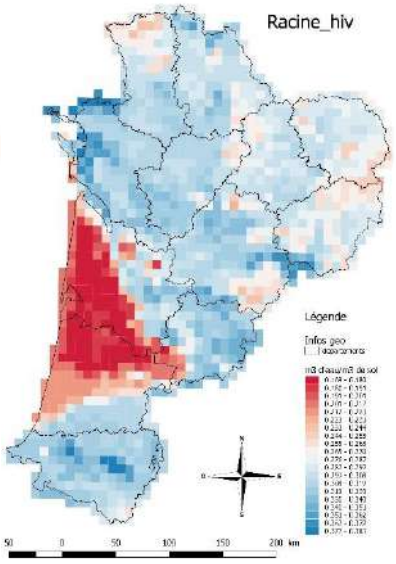

SWI_hiv
Légende
Infos geo

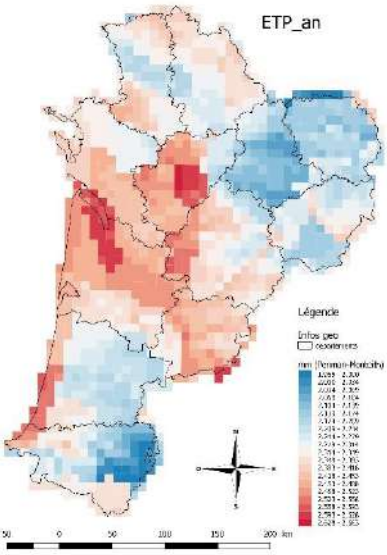

Racine_an
Légende
Infos geo

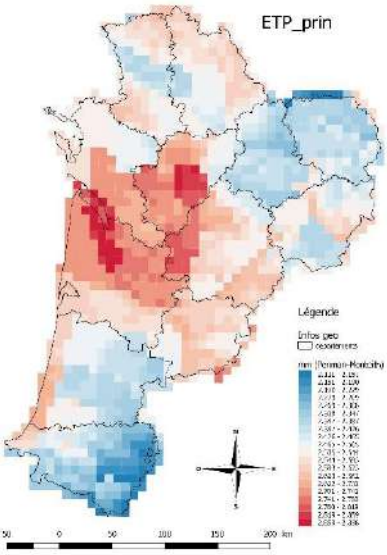

Racine_prin
Légende
Infos geo

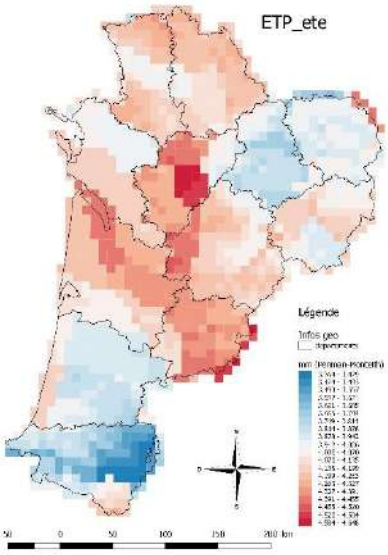

Racine_ete
Légende
Infos geo

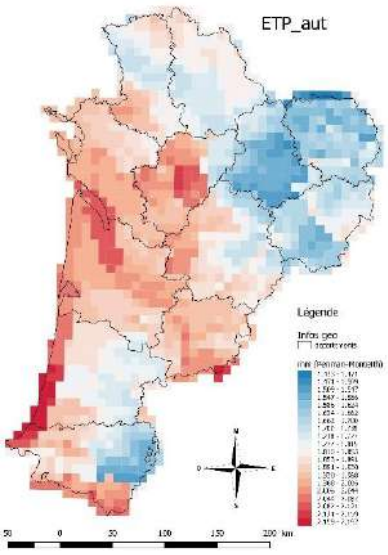

Racine_aut
Légende
Infos geo

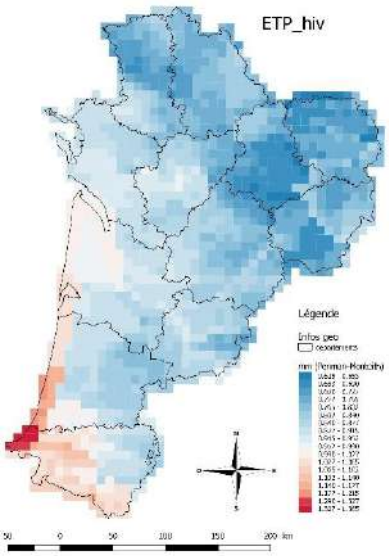

Racine_hiv
Légende
Infos geo

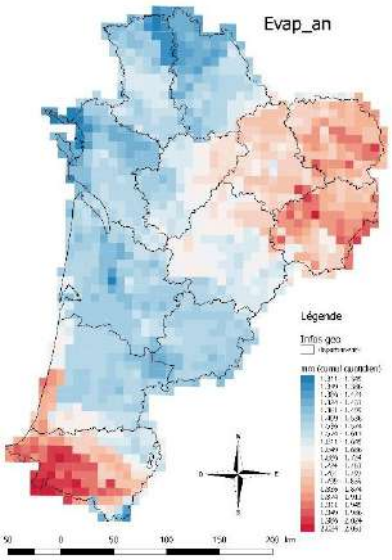

ETP_an
Légende
Infos geo

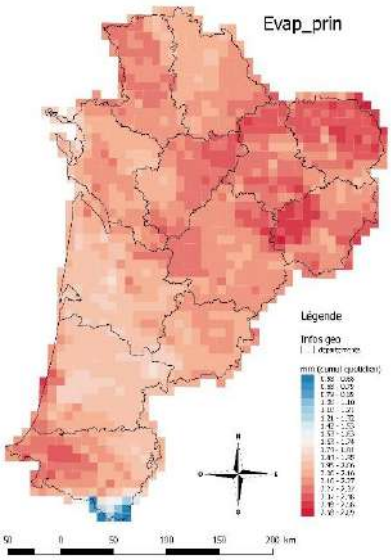

ETP_prin
Légende
Infos geo

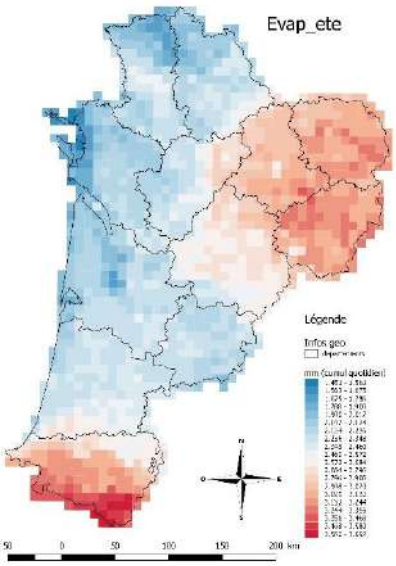

ETP_ete
Légende
Infos geo

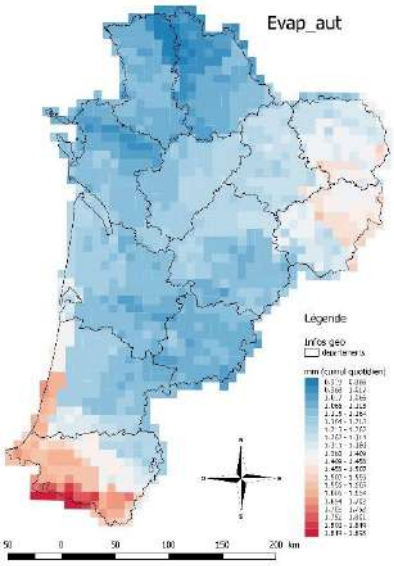

ETP_aut
Légende
Infos geo

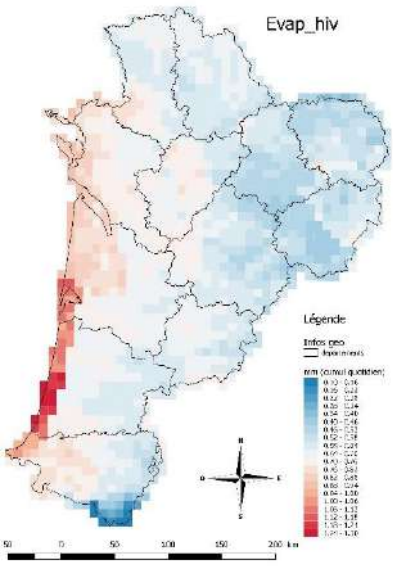

ETP_hiv
Légende
Infos geo

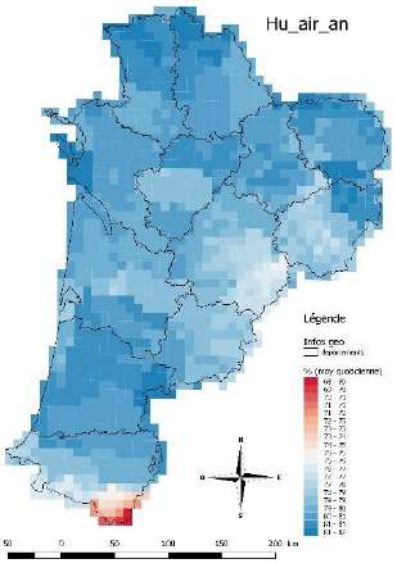

Evap_an
Légende
Infos geo
départements
mm (cumul quotidien)

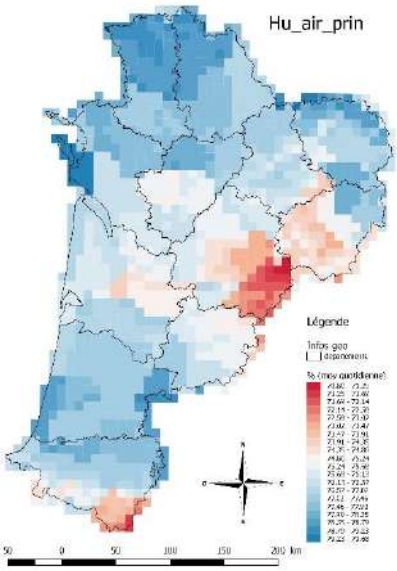

Evap_prin
Légende
Infos geo
départements
mm (cumul quotidien)

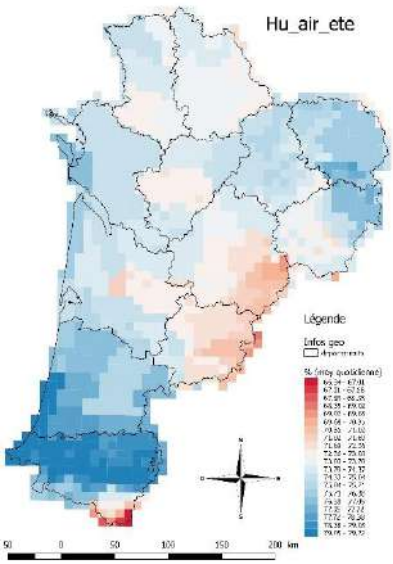

Evap_ete
Légende
Infos geo
départements
mm (cumul quotidien)

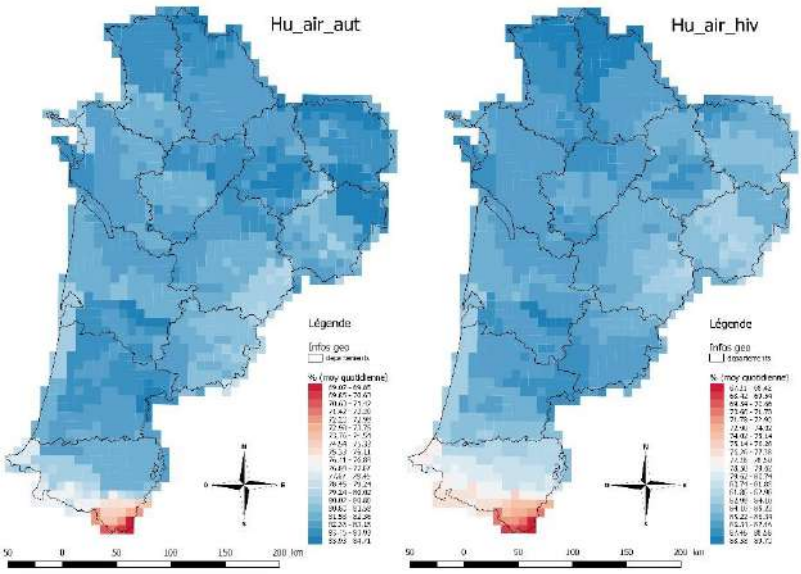

Evap_aut
Légende
Infos geo
départements
mm (cumul quotidien)


Evap_hiv
Légende
Infos geo
départements
mm (cumul quotidien)

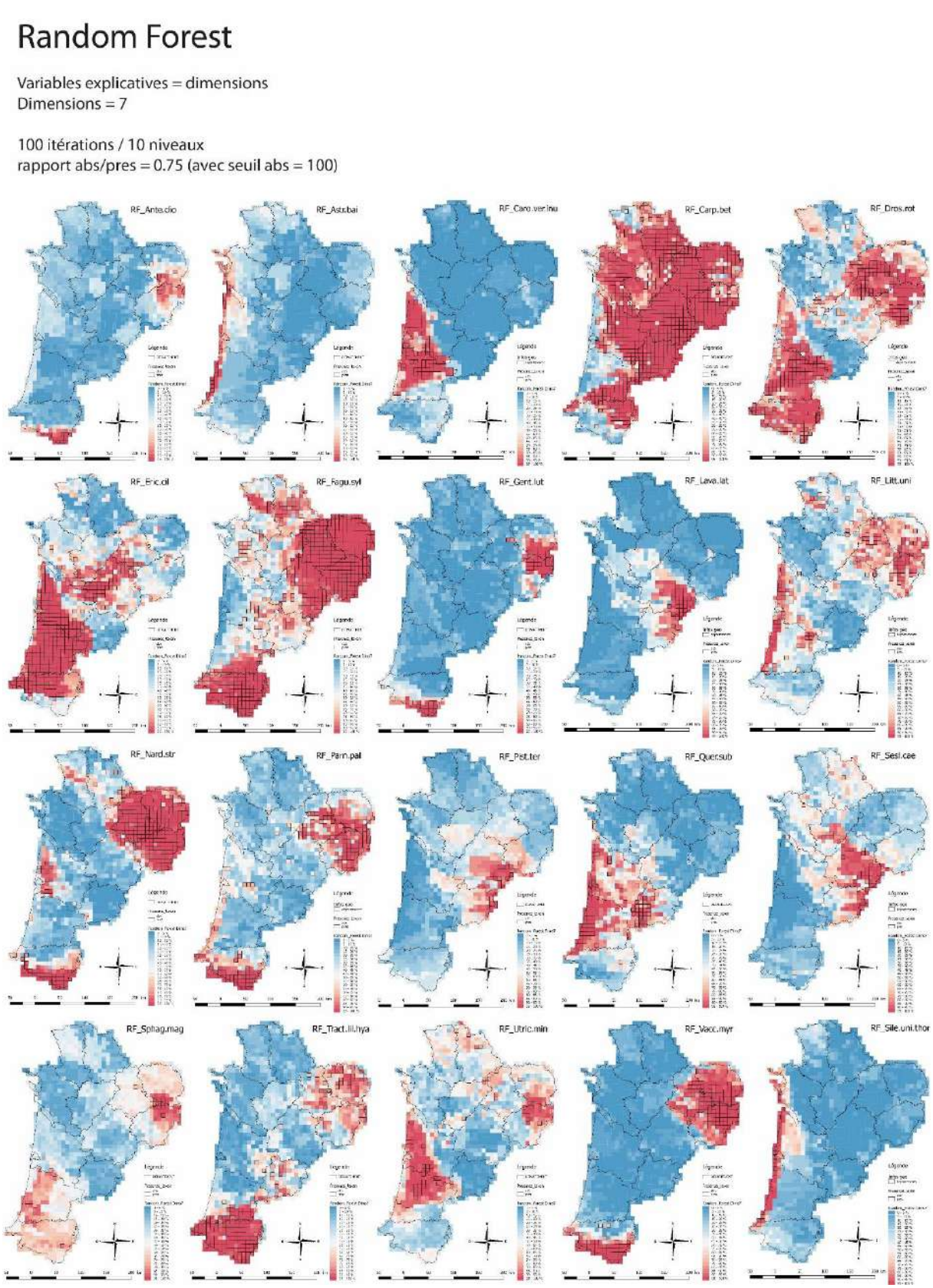

Hu_air_an
Légende
Infos geo
départements


Hu_air_prin
Légende
Infos geo
départements

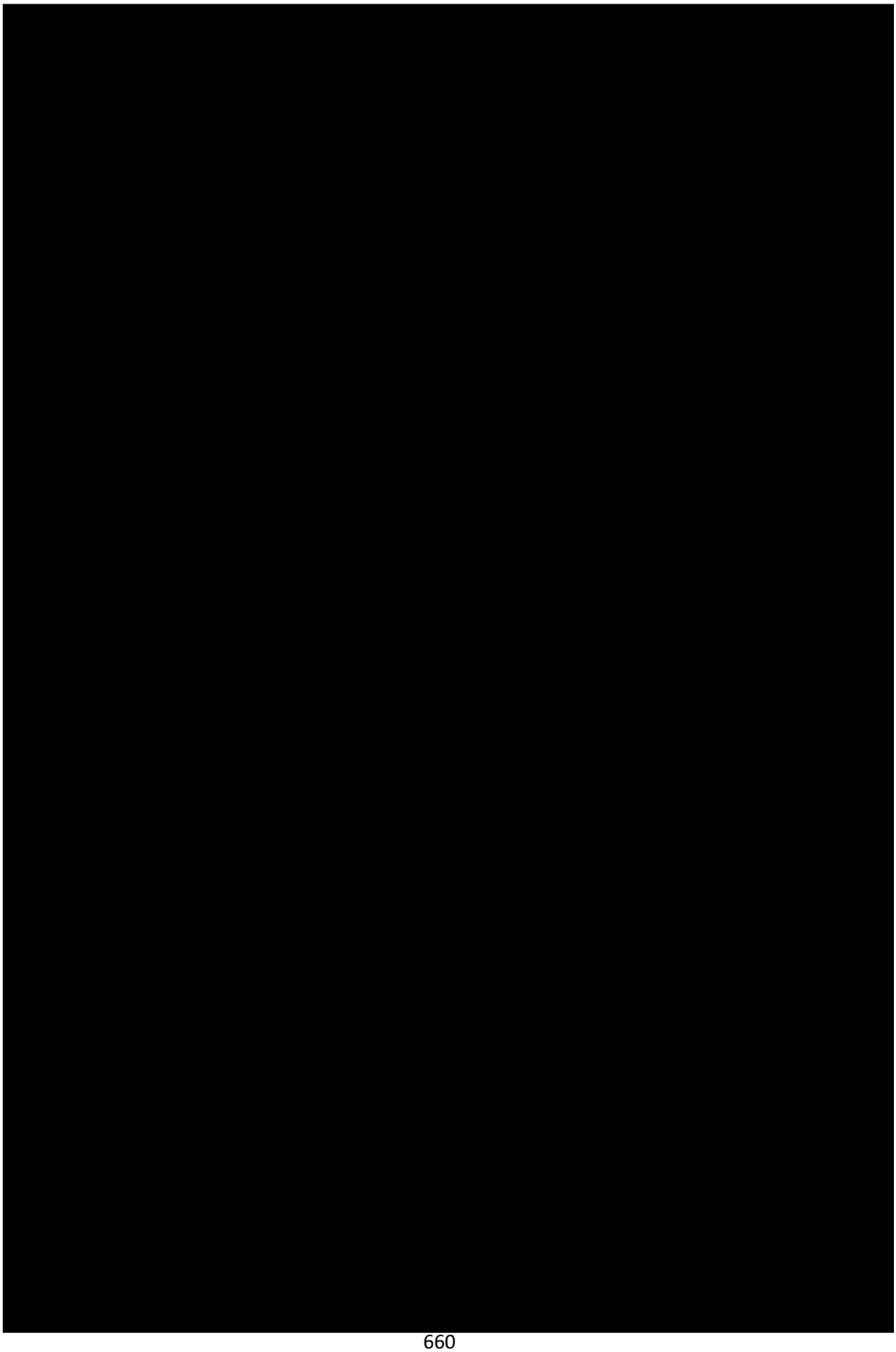

Hu_air_ete
Légende
Infos geo
départements


Hu_air_aut
Légende
Infos geo
Hu_air_hiv
Légende
Infos geo

Annexe. 2. Exemples de cartes de potentialité de présence générées par Random Forest



Annexe. 3. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de pelouses calcicoles



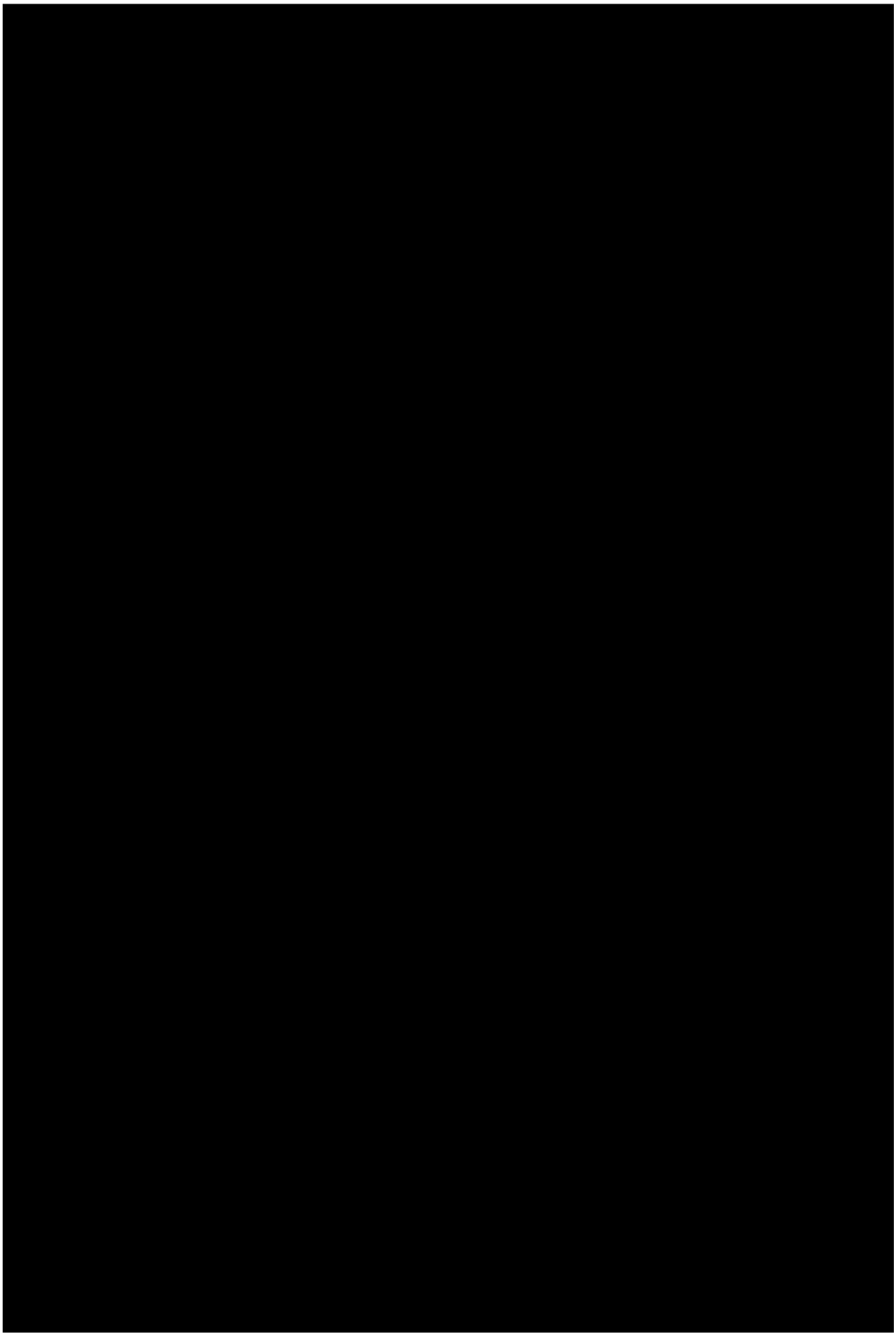
Annexe. 4. Flore recensées sur les sites de pelouses calcicoles suivis en 2018

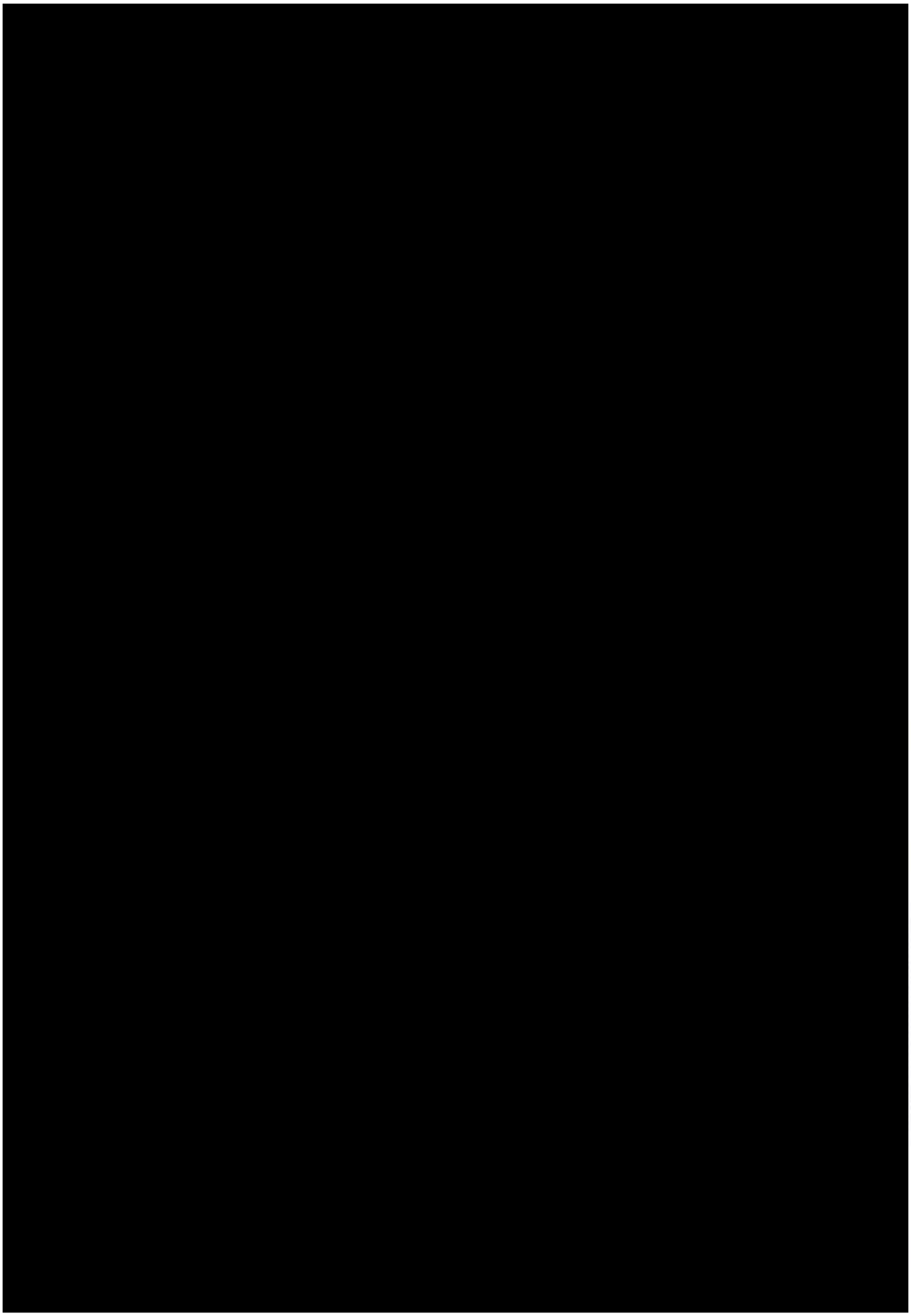
- Plateau des Meulières (Claix, 16)

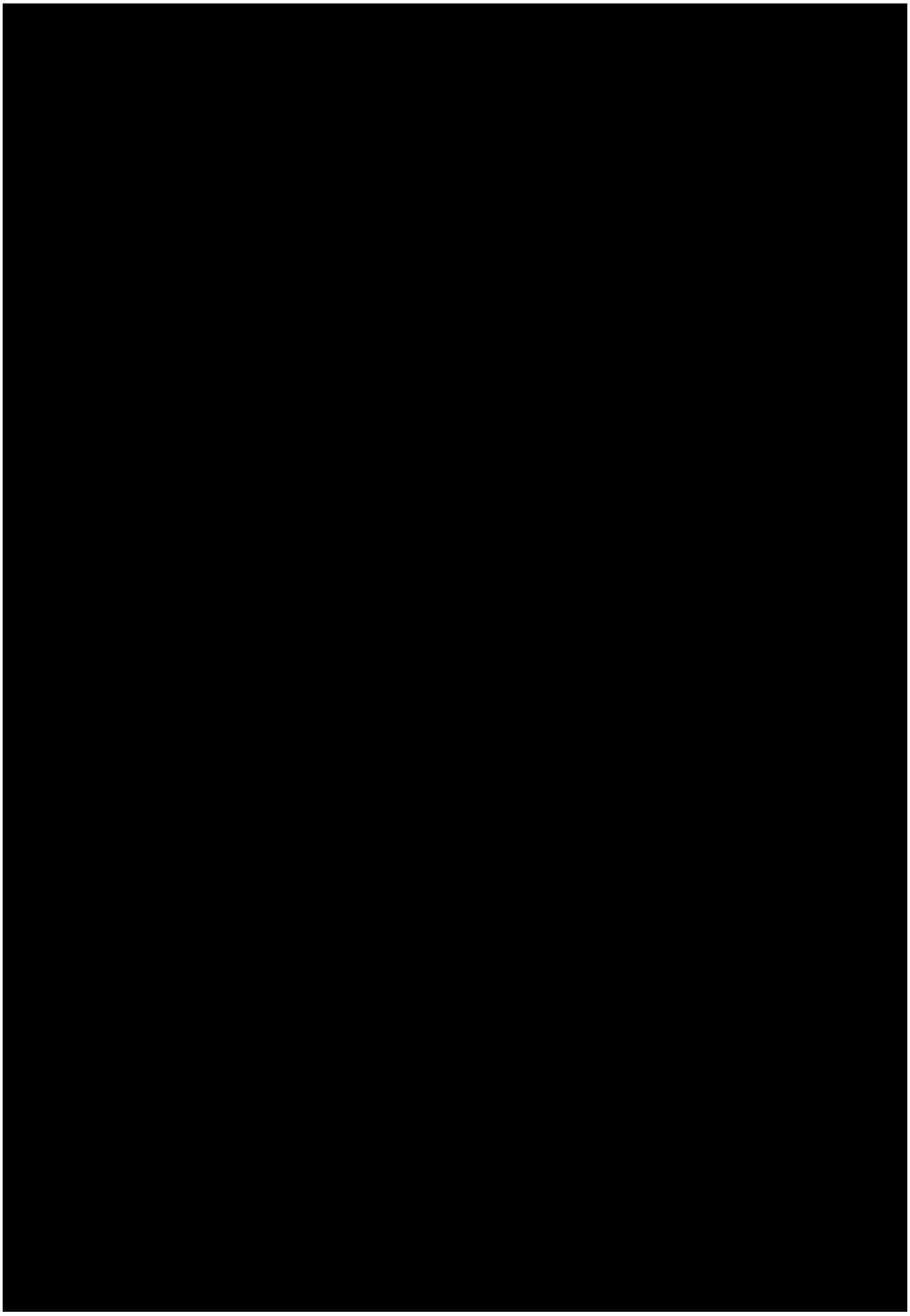
Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
Acer monspessulanum L., 1753	2017	Festuca L., 1753	2011
Agrimonia eupatoria L., 1753	2017	Festuca lemanii Bastard, 1809	2012
Anacamptis morio (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	2004	Festuca marginata (Hack.) K.Richt., 1890	2017
Anisantha sterilis (L.) Nevski, 1934	2012	Filipendula vulgaris Moench, 1794	2017
Anthyllis vulneraria L., 1753	2012	Fumana procumbens (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2017
Arenaria controversa Boiss., 1840	2017	Galium album Mill., 1768	2017
Arenaria serpyllifolia L., 1753	2017	Galium parisiense L., 1753	2017
Arrhenatherum elatius (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl, 1819	2017	Galium pumilum Murray, 1770	2012
Artemisia alba Turra, 1764	2017	Gastridium ventricosum (Gouan) Schinz & Thell., 1913	2011
Asperula cynanchica L., 1753	2017	Geranium molle L., 1753	2017
Asplenium adiantum-nigrum L., 1753	2017	Globularia bisnagarica L., 1753	2017
Asplenium ruta-muraria L., 1753	2017	Globularia vulgaris L., 1753	2017
Biscutella guillonii Jord., 1864	2004	Helianthemum apenninum (L.) Mill., 1768	2017
Blackstonia perfoliata (L.) Huds., 1762	2017	Helichrysum stoechas (L.) Moench, 1794	2011
Bombycilaena erecta (L.) Smoljan., 1955	2011	Himantoglossum hircinum (L.) Spreng., 1826	2017
Brachypodium rupestre (Host) Roem. & Schult., 1817	2012	Hippocrepis comosa L., 1753	2012
Briza media L., 1753	2017	Hornungia petraea (L.) Rchb., 1838	2011
Bromopsis erecta (Huds.) Fourr., 1869	2017	Hypochaeris radicata L., 1753	2017
Bromus hordeaceus L., 1753	2017	Inula montana L., 1753	2017
Bupleurum baldense Turra, 1764	2017	Juniperus communis L., 1753	2017
Campanula rotundifolia L., 1753	2017	Koeleria vallesiana (Honck.) Gaudin, 1808	2011
Carex acutiformis Ehrh., 1789	2004	Linum leonii F.W.Schultz, 1838	2017
Carex halleriana Asso, 1779	2004	Linum strictum subsp. strictum L., 1753	2009
Carex humilis Leyss., 1758	2017	Linum suffruticosum L., 1753	2017
Catapodium rigidum (L.) C.E.Hubb., 1953	2017	Lysimachia arvensis (L.) U.Manns & Anderb., 2009	2017
Cerastium glomeratum Thuill., 1799	2017	Medicago lupulina L., 1753	2017
Cerastium pumilum Curtis, 1777	2017	Medicago minima (L.) L., 1754	2017
Cirsium acaulon (L.) Scop., 1769	2017	Minuartia hybrida (Vill.) Schischk., 1936	2011
Clinopodium acinos (L.) Kuntze, 1891	2017	Minuartia hybrida subsp. laxa (Jord.) Jauzein, 2010	2017
Convolvulus cantabrica L., 1753	2017	Neottia ovata (L.) Bluff & Fingerh., 1837	2004
Coronilla minima L., 1756	2017	Ononis L., 1753	2012
Coronilla scorpioides (L.) W.D.J.Koch, 1837	1999	Ononis pusilla L., 1759	2011
Crucianella angustifolia L., 1753	2017	Ononis striata Gouan, 1773	2017
Dactylorhiza incarnata subsp. incarnata (L.) Soó, 1962	2004	Ophrys apifera Huds., 1762	2017
Draba muralis L., 1753	2017	Ophrys aranifera Huds., 1778	2004
Draba verna L., 1753	2011	Ophrys insectifera L., 1753	2017
Erica scoparia L., 1753	2017	Ophrys scolopax Cav., 1793	2004
Eryngium campestre L., 1753	2017	Ophrys virescens Philippe, 1859	2004
Euphorbia exigua L., 1753	2017	Orchis anthropophora (L.) All., 1785	2004
Euphrasia stricta D.Wolff ex J.F.Lehm., 1809	2017	Orchis purpurea Huds., 1762	2004
Festuca auquieri Kerguélen, 1979	2011	Phyteuma orbiculare L., 1753	2011

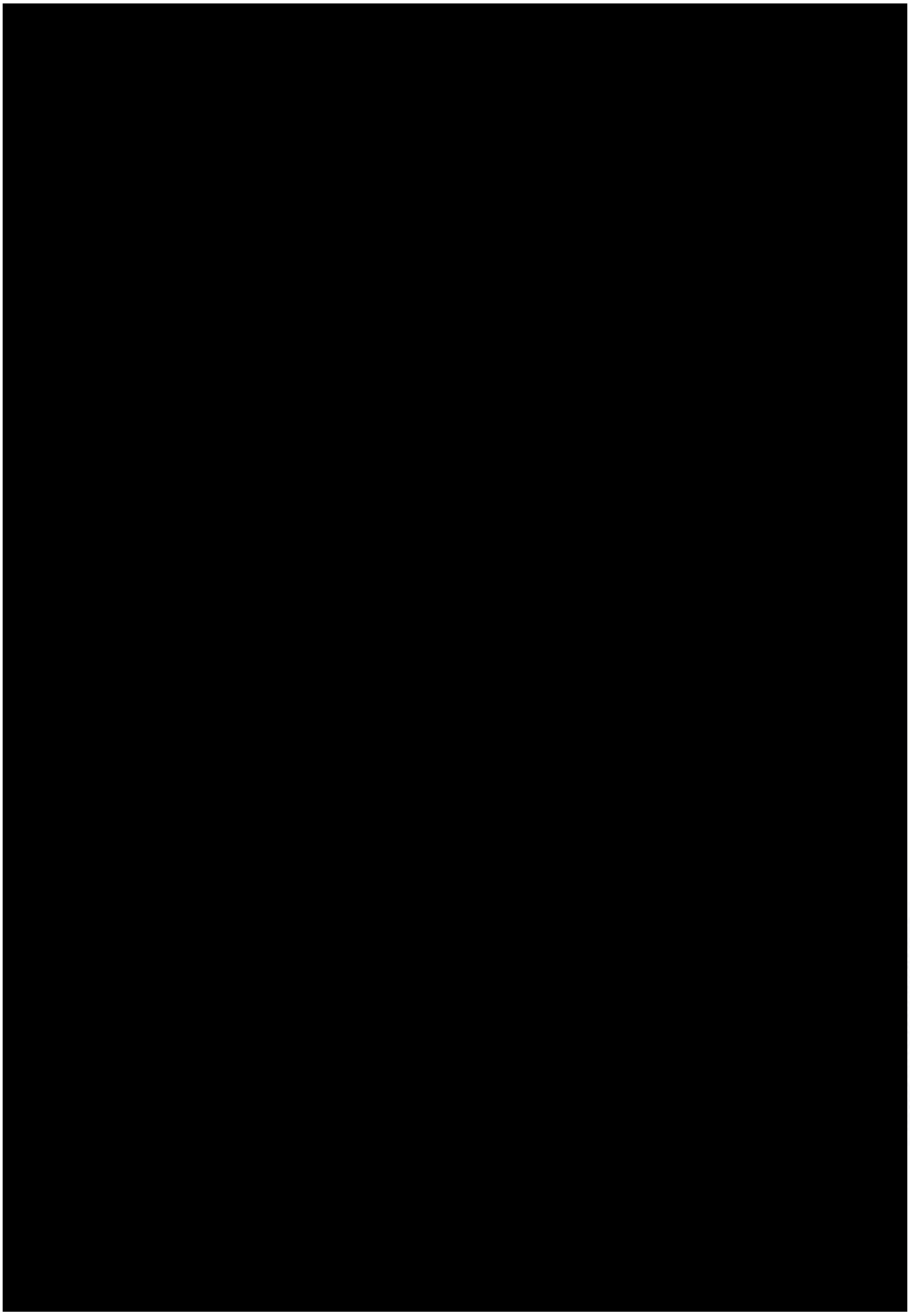
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Picris hieracioides L., 1753	2017
Pilosella officinarum F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017
Plantago lanceolata L., 1753	2017
Poa annua L., 1753	2017
Poa pratensis L., 1753	2017
Potentilla verna L., 1753	2011
Poterium sanguisorba L., 1753	2017
Primula veris L., 1753	2017
Prospero autumnale (L.) Speta, 1982	2017
Prunella laciniata (L.) L., 1763	2017
Prunus avium (L.) L., 1755	2012
Prunus mahaleb L., 1753	2017
Rhamnus saxatilis subsp. saxatilis Jacq., 1762	2004
Rosa agrestis Savi, 1798	2017
Rosa corymbifera Borkh., 1790	2017
Rubia peregrina L., 1753	2017
Salvia pratensis L., 1753	2011
Saxifraga tridactylites L., 1753	2011
Scabiosa columbaria L., 1753	2017
Schoenus nigricans L., 1753	2017
Sedum L., 1753	2011
Sedum ochroleucum Chaix, 1785	2017
Seseli montanum L., 1753	2017
Sesleria caerulea (L.) Ard., 1763	2017
Sherardia arvensis L., 1753	2017
Sideritis hyssopifolia subsp. guillonii (Timb.-Lagr.) Nyman, 1890	2017
Spiraea hypericifolia subsp. obovata (Waldst. & Kit. ex Willd.) H.Huber, 1964	2004
Taraxacum F.H.Wigg., 1780	2012
Teucrium chamaedrys L., 1753	2017
Teucrium montanum L., 1753	2017
Thesium humifusum DC., 1815	2011
Thymus L., 1753	2011
Tordylium maximum L., 1753	2017
Tragopogon pratensis L., 1753	2017
Trifolium campestre Schreb., 1804	2017
Trifolium pratense L., 1753	2017
Trifolium scabrum L., 1753	2017
Ulmus minor Mill., 1768	2017
Veronica arvensis L., 1753	2017
Veronica orsiniana Ten., 1830	2008
Veronica scheereri (J.-P.Brandt) Holub, 1973	2018
Vincetoxicum hirundinaria Medik., 1790	2017
Vulpia ciliata Dumort., 1824	2017
Vulpia unilateralis (L.) Stace, 1978	2011

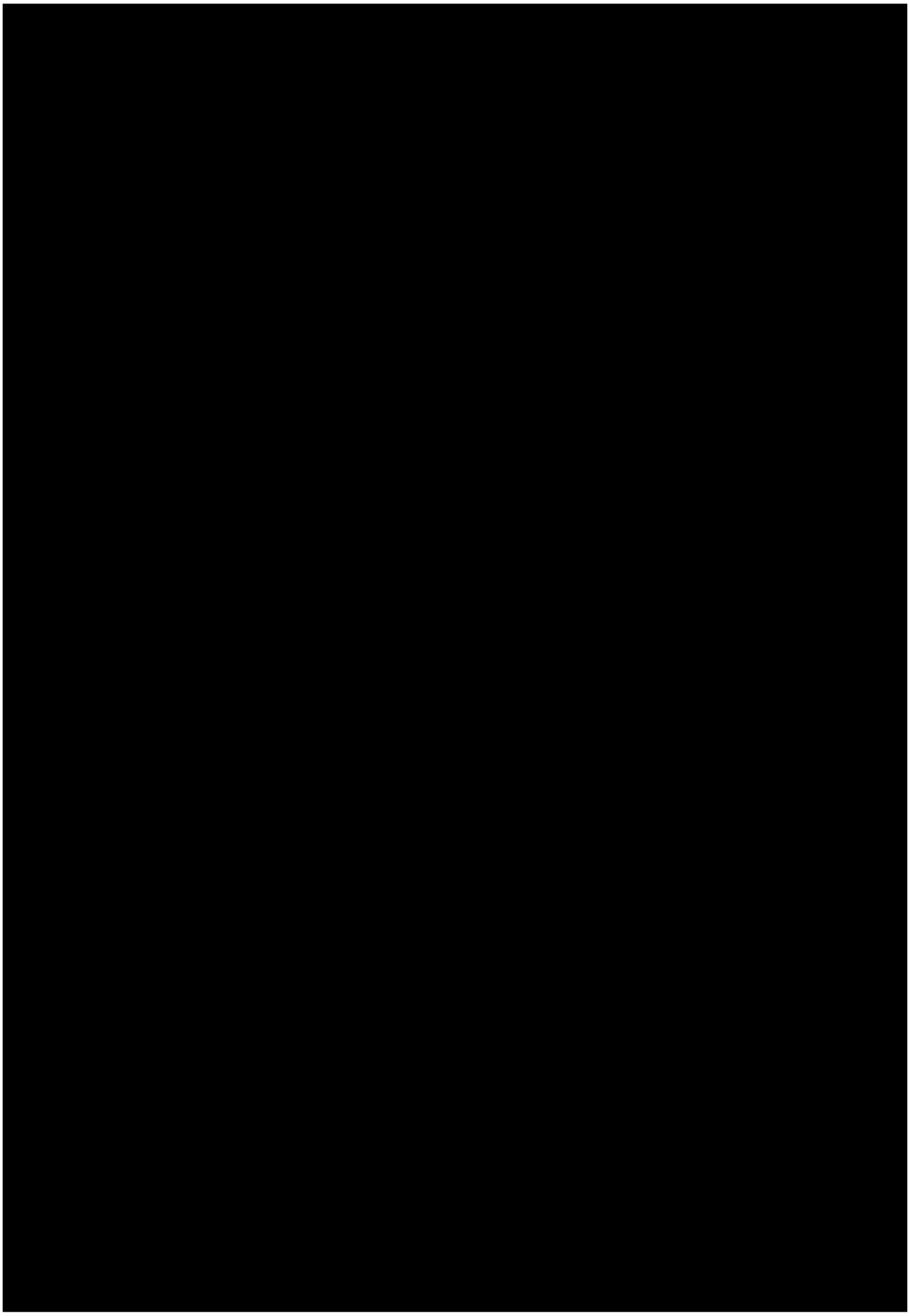
Annexe. 5. Cartes de positionnement des transects des sites de suivis des lépidoptères et ascalaphes en pelouse calcicole validés en 2018.

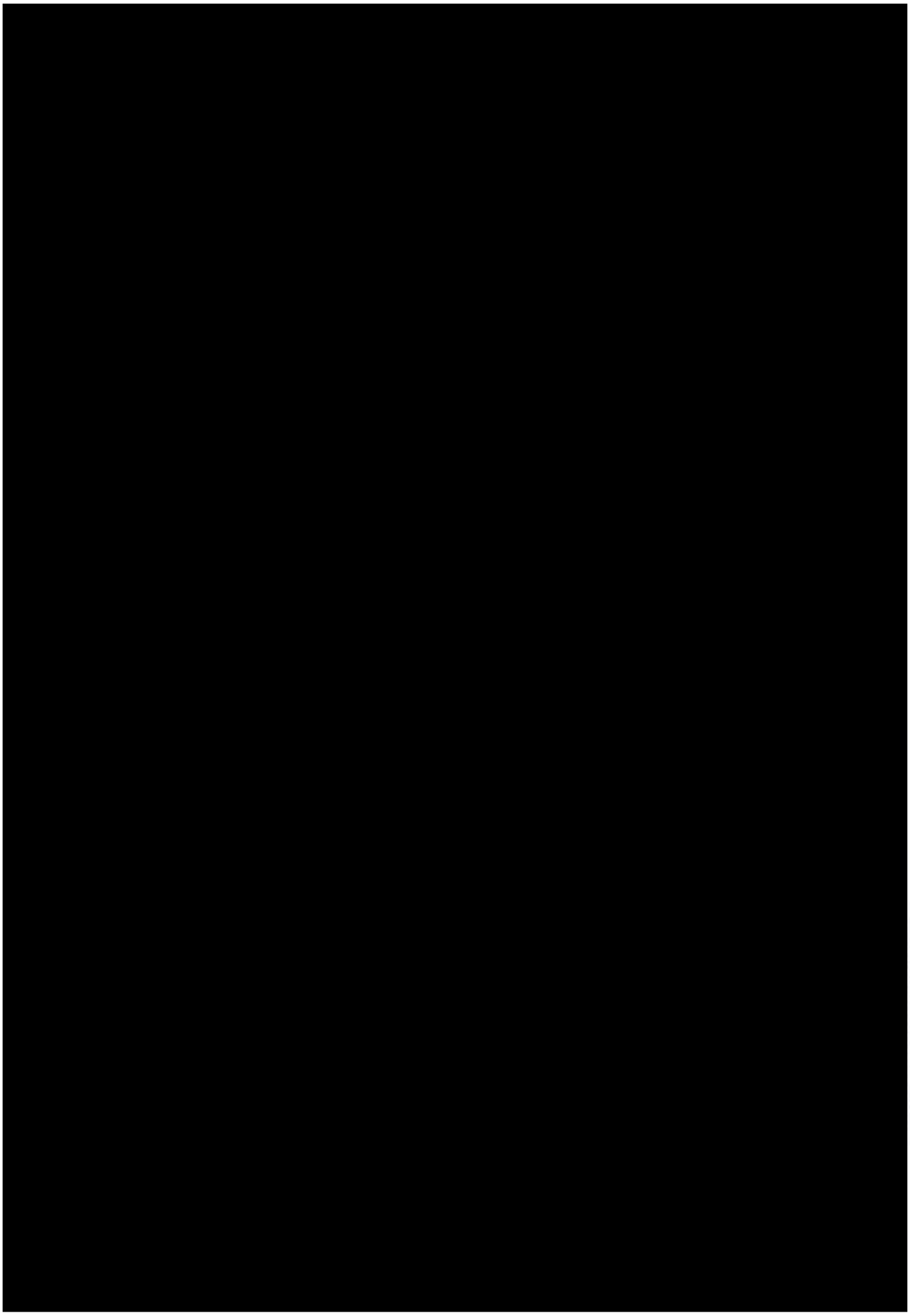


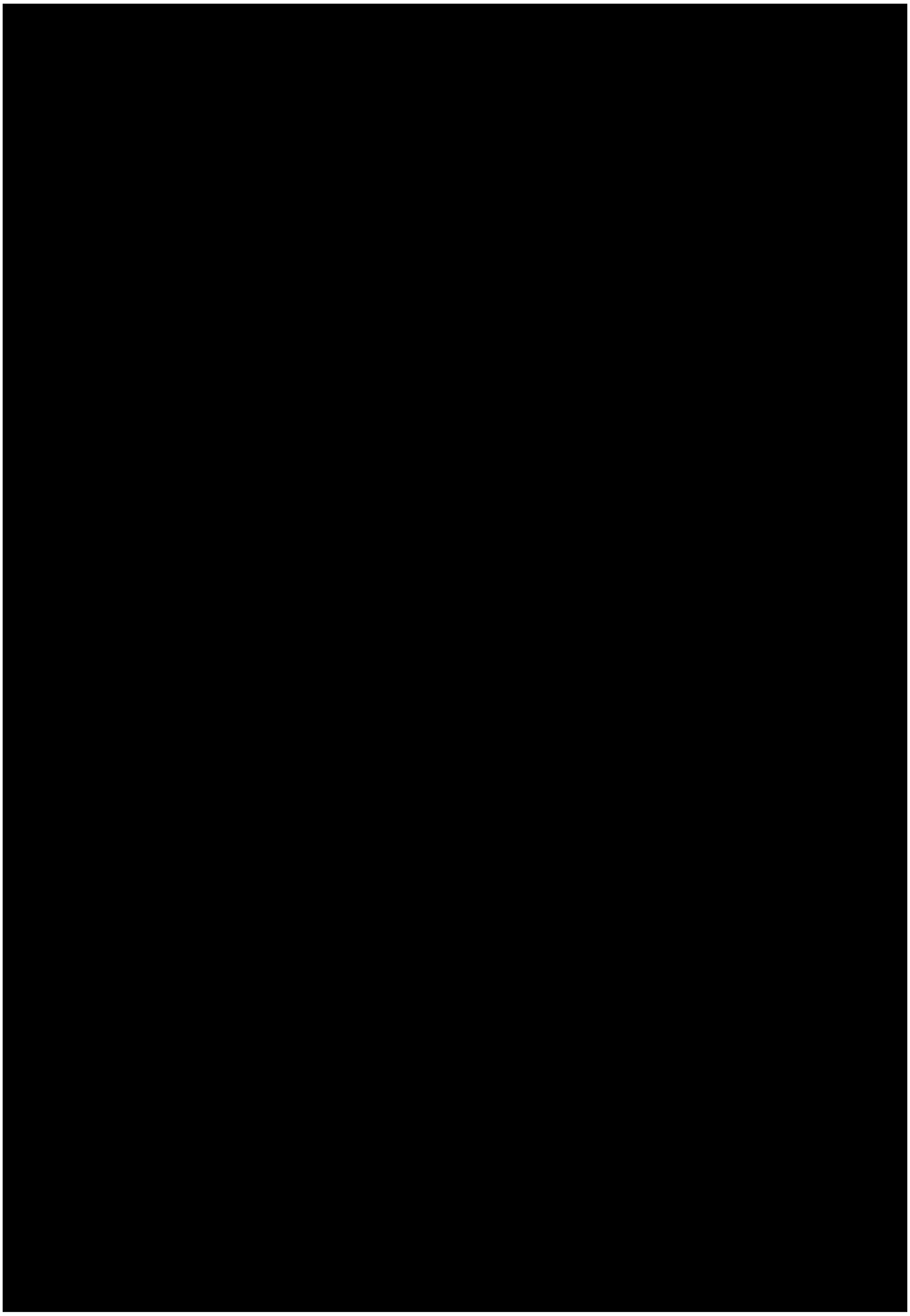


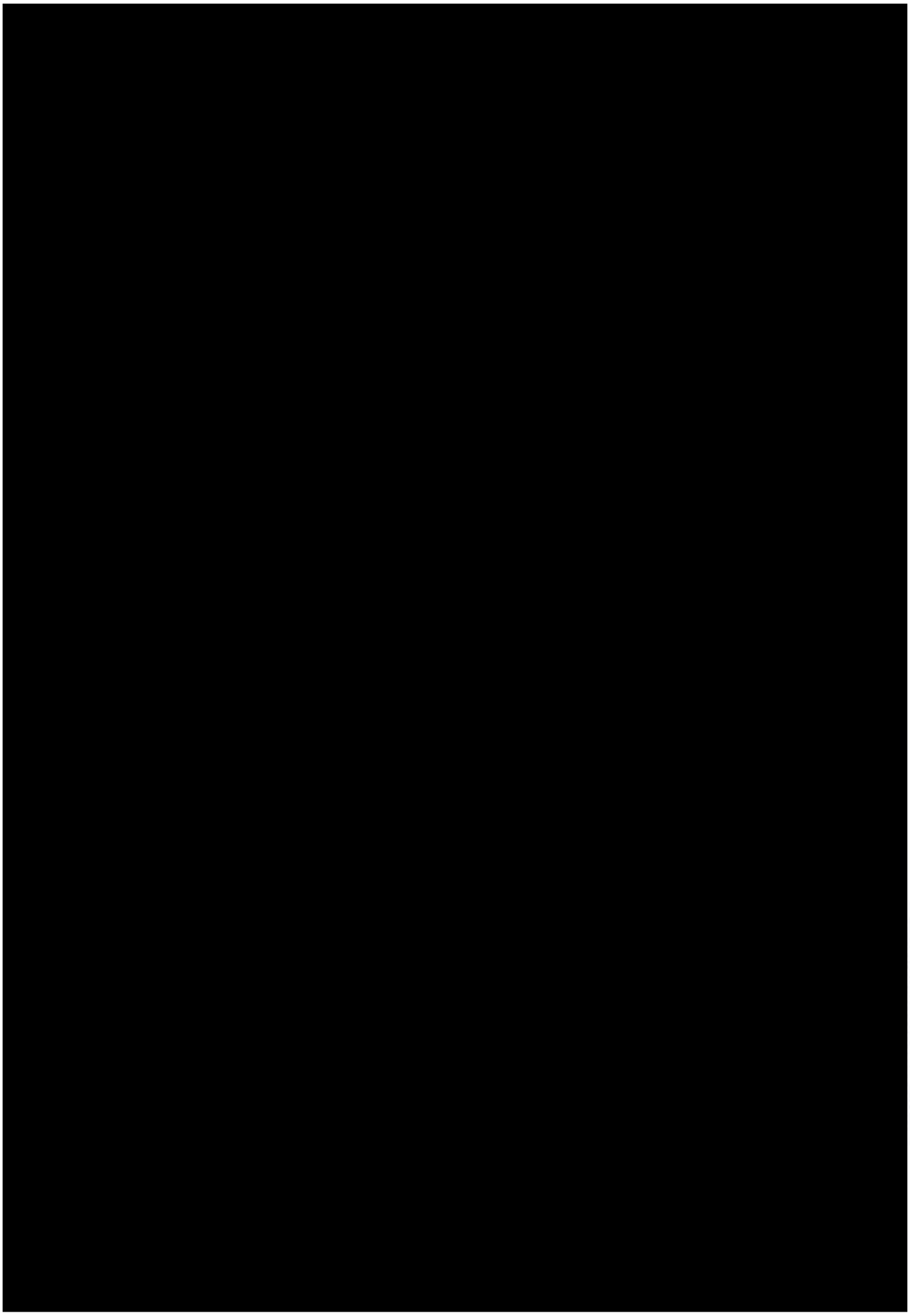












Annexe. 6. Tableau synthétique répertoriant les espèces de Rhopalocères et de Zygènes présentes en Nouvelle-Aquitaine par niveau de détermination

Niveau 1	Niveau 2	Nom vernaculaire	Nom latin	LH	Coteaux	Montagne
Zygène verte	–	Procris du Prunellier	*Rhagades pruni*		X	
Zygène verte	*Jordanita sp.*	Procirs des cirses	*Jordanita subsolana*		X	X
Zygène verte	*Jordanita sp.*	Procris des centaurées	*Jordanita globulariae*		X	
Zygène verte	*Jordanita sp.*	Procris de la Jacée	*Jordanita notata*		X	
Zygène verte	*Jordanita sp.*	Procris de Hongrie	*Jordanita budensis*		X	
Zygène verte	*Adscita sp.*	Procris de l'Hélianthème	*Adscita geryon*			X
Zygène verte	*Adscita sp.*	Procris vert brillant	*Adscita mannii*		X	X
Zygène verte	*Adscita sp.*	Procris de l'Oseille	*Adscita statices*	X	X	X
–	–	Aglaopé des haies	*Aglaope infausta*		X	
Petite zygène rouge	–	Zygène du Panicaut	*Zygaena sarpedon*		X	
Petite zygène rouge	–	Zygène du Panicaut bleu	*Zygaena contaminei*			X
Petite zygène rouge	–	Zygène pourpre	*Zygaena purpuralis*		X	X
Petite zygène rouge	–	Zygène du Sainfoin	*Zygaena carniolica*		X	
Petite zygène rouge	–	Zygène occitane	*Zygaena occitanica*		X	
Petite zygène rouge	–	Zygène de la petite Coronille	*Zygaena fausta*		X	
Grande zygène rouge	–	Zygène de la Dorycnie	*Zygaena rhadamanthus*		X	
Grande zygène rouge	Montagne : *Zygaena romeo / osterodensis*	Zygène de la Gesse	*Zygaena romeo*		X	X
Grande zygène rouge	Montagne : *Zygaena romeo / osterodensis*	Zygène de la Jarosse	*Zygaena osterodensis*			X
Grande zygène rouge	–	Zygène des sommets	*Zygaena exulans*			X
Grande zygène rouge	–	Zygène des Pyrénées	*Zygaena anthyllidis*			X
Grande zygène rouge	–	Zygène du Lotier	*Zygaena loti*		X	X
Grande zygène rouge	–	Zygène de la Badasse	*Zygaena lavandulae*		X	
Grande zygène rouge	Montagne : *Zygaena trifolii / filipendulae / lonicerae / viciae*	Zygène des Thérésiens	*Zygaena viciae*			X
Grande zygène rouge	–	Zygène de la Coronille variée	*Zygaena ephialtes*		X	
Grande zygène rouge	*Zygaena filipendulae / transalpina* OU *Zygaena transalpina / hippocrepidis*	Zygène transalpine	*Zygaena transalpina*		X	X
Grande zygène rouge	*Zygaena filipendulae / transalpina*	Zygène du Pied-de-Poule	*Zygaena filipendulae*	X	X	X
Grande zygène rouge	Montagne : *Zygaena trifolii / filipendulae / lonicerae*	Zygène des prés	*Zygaena trifolii*	X	X	X

Niveau 1	Niveau 2	Nom vernaculaire	Nom latin	LH	Coteaux	Montagne
Grande zygène rouge	Montagne : *Zygaena trifolii / filipendulae / lonicerae*	Zygène des bois	*Zygaena lonicerae*			X
–	–	Hespérie du Brome	*Carterocephalus palaemon*	X		X
–	–	Miroir	*Heteropterus morpheus*	X		
–	–	Point de Hongrie	*Erynnis tages*	X	X	X
Hespérie marron tachetée	*Carcharodus sp.*	Hespérie de l'Alcée	*Carcharodus alceae*	X	X	X
Hespérie marron tachetée	*Carcharodus sp.*	Hespérie du Marrube	*Carcharodus floccifer*		X	X
Hespérie marron tachetée	*Carcharodus sp.*	Hespérie de l'Epiaire	*Carcharodus lavatherae*		X	X
Petite hespérie noire	*Pyrgus malvae/malvoides / Spialia sertorius* OU *Pyrgus malvae / malvoides*	Hespérie de l'Ormière	*Pyrgus malvae*	X	X	
Petite hespérie noire	*Pyrgus malvae/malvoides / Spialia sertorius* OU *Pyrgus malvae / malvoides*	Tacheté austral	*Pyrgus malvoides*	X	X	X
Grande hespérie noire	*Pyrgus alveus / armoricanus / onopordi / serratulae*	Hespérie du faux-buis	*Pyrgus alveus*	X	X	X
Grande hespérie noire	*Pyrgus alveus / armoricanus / onopordi / serratulae*	Hespérie des Potentilles	*Pyrgus armoricanus*	X	X	X
Petite hespérie noire	–	Hespérie des Cirses	*Pyrgus cirsii*		X	X
Grande hespérie noire	*Pyrgus alveus / armoricanus / onopordi / serratulae*	Hespérie de la Malope	*Pyrgus onopordi*		X	X
Grande hespérie noire	*Pyrgus alveus / armoricanus / onopordi / serratulae*	Hespérie de l'Alchémille	*Pyrgus serratulae*	X	X	X
Grande hespérie noire	–	Hespérie du Carthame	*Pyrgus carthami*		X	X
Grande hespérie noire	–	Hespérie de Wallengren	*Pyrgus andromedae*			X
Petite hespérie noire	*Pyrgus malvae/malvoides / Spialia sertorius*	Hespérie des Sanguisorbes	*Spialia sertorius*		X	X
Hespérie orange	Grande hespérie orange	Sylvaine	*Ochlodes sylvanus*	X	X	X
Hespérie orange	Grande hespérie orange	Virgule	*Hesperia comma*		X	X
Hespérie orange	Petite hespérie orange	Actéon	*Thymelicus acteon*		X	X
Hespérie orange	Petite hespérie orange	Hespérie du Dactyle	*Thymelicus lineola*	X	X	X
Hespérie orange	Petite hespérie orange	Hespérie de la Houque	*Thymelicus sylvestris*	X	X	X
–	–	Apollon	*Parnassius apollo*			X

Niveau 1	Niveau 2	Nom vernaculaire	Nom latin	LH	Coteaux	Montagne
–	–	Semi-Apollon	*Parnassius mnemosyne*			X
Pays Basque = Flambé/Voilier blanc	–	Flambé	*Iphiclides podalirius*		X	X
Pays Basque = Flambé/Voilier blanc	–	Voilier blanc	*Iphiclides feisthamelii*			X
–	–	Machaon	*Papilio machaon*	X	X	X
Petite piéride blanche	*Leptidea sp.*	Piéride de la Moutarde	*Leptidea sinapis*	X	X	X
Petite piéride blanche	*Leptidea sp.*	Piéride de Réal	*Leptidea reali*	X	X	X
Citron indéterminé	–	Citron de Provence	*Gonepteryx cleopatra*		X	X
Citron indéterminé	–	Citron	*Gonepteryx rhamni*	X	X	X
Colias blanc	–	Candide	*Colias phicomone*			X
Colias blanc	*Colias alfacariensis / Colias crocea* forme *helice*	Fluoré	*Colias alfacariensis*		X	X
Colias blanc	*Colias alfacariensis / Colias crocea forme helice / Colias hyale*	Souffré	*Colias hyale*	X		
Si pas orange = Colias blanc	*Colias alfacariensis / Colias crocea* forme *helice*	Souci	*Colias crocea*	X	X	X
Petite piéride blanche	–	Aurore	*Anthocharis cardamines*	X		X
Petite piéride blanche	*Euchloe sp.*	Piéride des Biscutelles	*Euchloe crameri*	X	X	X
Petite piéride blanche	*Euchloe sp.*	Piéride du Simplon	*Euchloe simplonia*			X
Grande piéride blanche	–	Piéride du Vélar	*Pontia callidice*			X
Grande piéride blanche	–	Marbré de vert	*Pontia daplidice*	X	X	X
Grande piéride blanche	–	Piéride du Chou	*Pieris brassicae*	X	X	X
Grande piéride blanche	–	Piéride de l'Ibéride	*Pieris mannii*		X	X
Grande piéride blanche	–	Piéride du Navet	*Pieris napi*	X	X	X
Grande piéride blanche	–	Piéride de la Rave	*Pieris rapae*	X	X	X
Grande piéride blanche	–	Gazé	*Aporia crataegi*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	–	Lucine	*Hamearis lucina*	X		X
–	–	Thécla du Chêne	*Quercusia quercus*		X	
thecla marron	*Satyrium acaciae / ilicis*	thecla de l'Amarel	*Satyrium acaciae*		X	X
thecla marron	*Satyrium acaciae / ilicis*	Thécla de l'Yeuse	*Satyrium ilicis*	X	X	X
thecla marron	–	Thécla du Prunier	*Satyrium pruni*		X	
thecla marron	–	Thécla des Nerpruns	*Satyrium spini*		X	X
thecla marron	–	Thécla de l'Orme	*Satyrium w-album*	X	X	X
–	–	Thécla du Bouleau	*Thecla betulae*	X	X	
–	–	Thécla de la Ronce	*Callophrys rubi*	X	X	X
Grand cuivré	Montagne : *Lycaena alciphron / hippothoe*	Cuivré mauvin	*Lycaena alciphron*	X		X

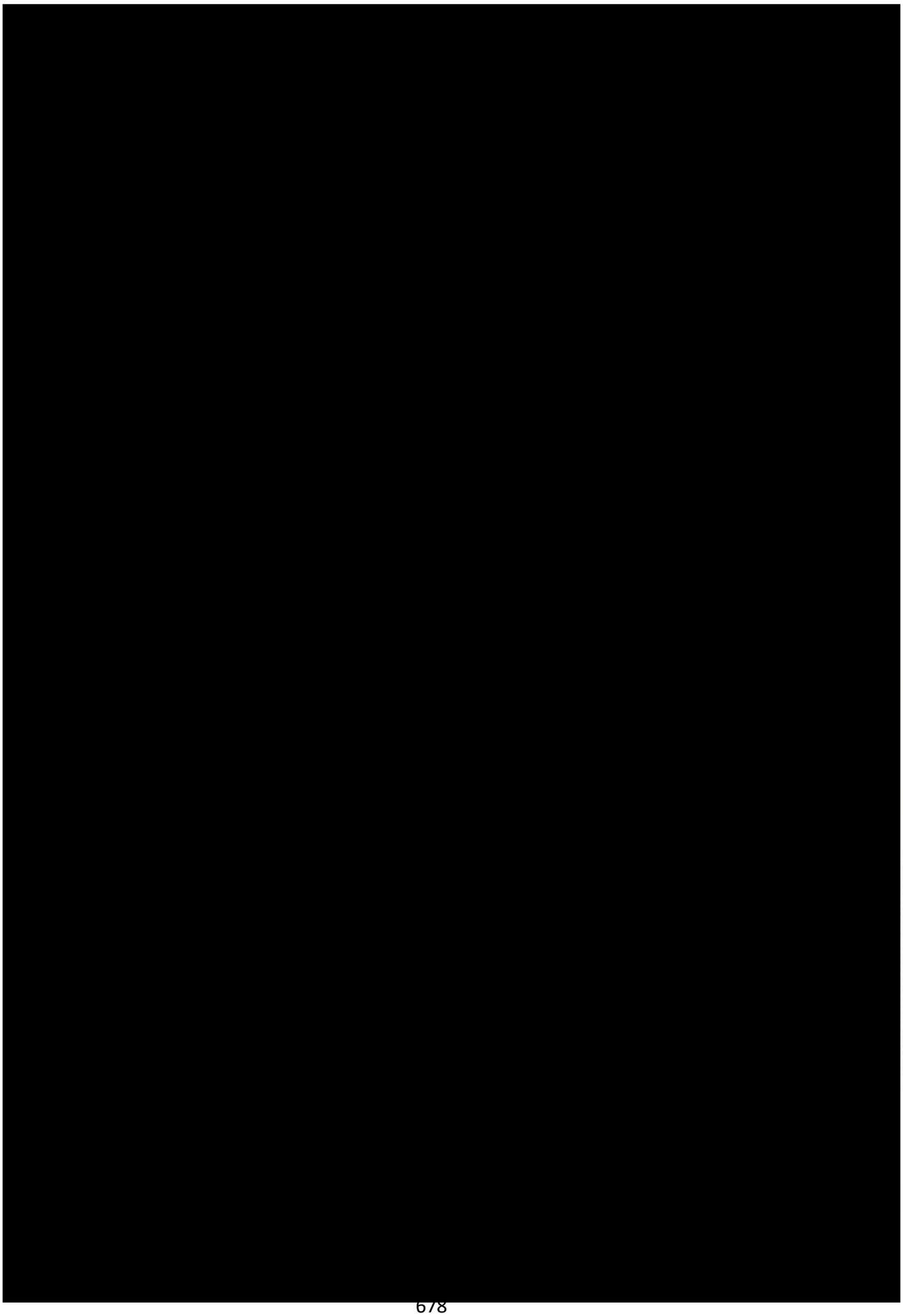
Niveau 1	Niveau 2	Nom vernaculaire	Nom latin	LH	Coteaux	Montagne
Grand cuivré		Cuivré des marais	*Lycaena dispar*	X		
Grand cuivré	Montagne : *Lycaena alciphron / hippothoe*	Cuivré écarlate	*Lycaena hippothoe*			X
Petit cuivré	–	Cuivré commun	*Lycaena phlaeas*	X	X	X
Petit cuivré	–	Cuivré fuligineux	*Lycaena tityrus*	X	X	X
Grand cuivré	–	Cuivré de la Verge-d'or	*Lycaena virgaureae*			X
	Leptotes / Lampides	Azuré de la Luzerne	*Leptotes pirithous*	X	X	X
	Leptotes / Lampides	Azuré porte-queue	*Lampides boeticus*	X	X	X
Petit azuré marron	–	Brun des Pélargoniums	*Cacyreus marshalli*	X	X	X
Petit azuré bleu	*Cupido sp.*	Azuré de la faucille	*Cupido alcetas*	X	X	X
Petit azuré bleu	*Cupido sp.*	Azuré du Trêfle	*Cupido argiades*	X	X	X
Petit azuré bleu	*Cupido sp.*	Argus frêle	*Cupido minimus*		X	X
Grand azuré bleu	–	Azuré des Nerpruns	*Celastrina argiolus*	X	X	X
Grand azuré bleu	–	Azuré des Cytises	*Glaucopsyche alexis*		X	X
Grand azuré bleu	*Glaucopsyche sp.*	Azuré de la Badasse	*Glaucopsyche melanops*			X
Grand azuré bleu	–	Demi-Argus	*Cyaniris semiargus*	X	X	X
Grand azuré bleu	–	Azuré de la Pulmonaire	*Phengaris alcon*	X		
Grand azuré bleu	–	Azuré du Serpolet	*Phengaris arion*		X	X
Grand azuré bleu	–	Azuré de la Sanguisorbe	*Phengaris teleius*	X		
Petit azuré bleu	*Plebejus sp.*	Azuré de l'Ajonc	*Plebejus argus*	X	X	X
Petit azuré bleu	*Plebejus sp.*	Azuré du Genêt	*Plebejus idas*	X	X	X
Petit azuré bleu	*Plebejus sp.*	Azuré des Coronilles	*Plebejus argyrognomon*	X	X	
Grand azuré bleu	Azuré bleu électrique	Azuré de la Jarosse	*Polyommatus amandus*			X
Grand azuré bleu	*Lysandra bellargus / coridon / Polyommatus* OU *Lysandra bellargus / coridon*	Bel-Argus	*Lysandra bellargus*		X	X
Grand azuré bleu	*Lysandra bellargus / coridon / Polyommatus OU Lysandra bellargus / coridon*	Argus bleu-nacré	*Lysandra coridon*		X	X
Grand azuré bleu	–	Sablé du Sainfoin	*Polyommatus damon*			X
Grand azuré bleu	Azuré bleu électrique	Azuré du Mélilot	*Polyommatus dorylas*		X	X
Grand azuré bleu	Azuré bleu électrique	Azuré d'Eros	*Polyommatus eros*			X
Grand azuré bleu	*Polyommatus sp.*	Azuré d'Escher	*Polyommatus escheri*		X	X
Grand azuré bleu	*Lysandra bellargus / Polyommatus* OU *Polyommatus sp.*	Azuré de la Bugrane	*Polyommatus icarus*	X	X	X

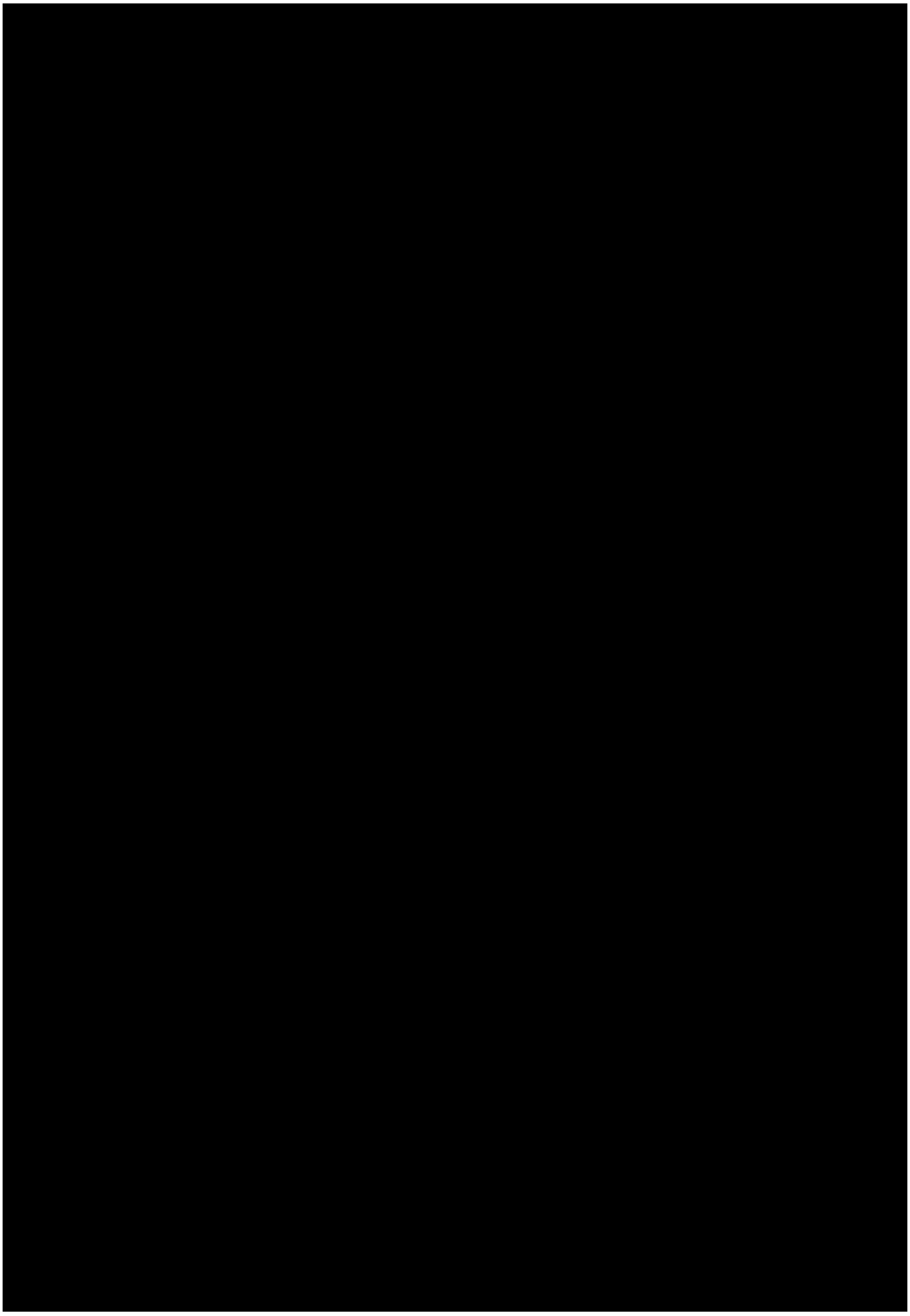
Niveau 1	Niveau 2	Nom vernaculaire	Nom latin	LH	Coteaux	Montagne
Grand azuré bleu	*Polyommatus sp.*	Azuré de l'Esparcette	*Polyommatus thersites*		X	X
Petit azuré bleu	–	Azuré du Thym	*Pseudophilotes baton*		X	X
Petit azuré bleu	–	Azuré des Orpins	*Scolitantides orion*		X	
Petit azuré bleu	*Argus sp.*	Argus brun	*Aricia agestis*	X	X	X
Petit azuré bleu	*Argus sp.* OU *Aricia agestis / montensis*	Argus andalou	*Aricia montensis*			X
Petit azuré bleu	*Argus sp.*	Argus de la Sanguinaire	*Eumedonia eumedon*			X
Petit azuré bleu	*Agriades glandon / pyrenaica*	Azuré des Soldanelles	*Agriades glandon*			X
Petit azuré bleu	*Agriades glandon / pyrenaica*	Azuré de l'Androsace	*Agriades pyrenaica*			X
Petit nymphalidé noir et blanc	–	Petit Sylvain	*Limenitis camilla*	X	X	X
Petit nymphalidé noir et blanc	–	Sylvain azuré	*Limenitis reducta*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	Petit nacré	Petite Violette	*Boloria dia*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	Petit nacré	Grand collier argenté	*Boloria euphrosyne*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	Petit nacré	Petit collier argenté	*Boloria selene*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	Petit nacré	Nacré subalpin	*Boloria pales*			X
Petit nymphalidé orange	Petit nacré	Petit Nacré	*Issoria lathonia*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	Petit nacré	Nacré de la Ronce	*Brenthis daphne*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	Petit nacré	Nacré de la Filipendule	*Brenthis hecate*		X	
Petit nymphalidé orange	Petit nacré	Nacré de la Sanguisorbe	*Brenthis ino*	X		X
Grand nymphalidé orange	Moyen / Grand Nacré / Chiffre	Moyen Nacré	*Fabriciana adippe*	X	X	X
Grand nymphalidé orange	Moyen / Grand Nacré / Chiffre	Grand Nacré	*Speyeria aglaja*	X	X	X
Grand nymphalidé orange	Moyen / Grand Nacré / Chiffre	Chiffre	*Fabriciana niobe*		X	X
Grand nymphalidé orange	Tabac d'Espagne / Cardinal	Cardinal	*Argynnis pandora*			X
Grand nymphalidé orange	Tabac d'Espagne / Cardinal	Tabac d'Espagne	*Argynnis paphia*		X	X
Grand nymphalidé noir et blanc	*Apatura sp.*	Grand Mars changeant	*Apatura iris*	X	X	X
Grand nymphalidé noir et blanc	*Apatura sp.*	Petit Mars changeant	*Apatura ilia*	X		X
–	–	Morio	*Nymphalis antiopa*	X	X	X
Grand nymphalidé orange	Tortue	Grand Tortue	*Nymphalis polychloros*		X	X
Grand nymphalidé orange	Tortue	Petite Tortue	*Aglais urticae*	X	X	X
Grand nymphalidé sombre	Paon-du-jour / Vulcain	Paon-du-jour	*Aglais io*	X	X	X

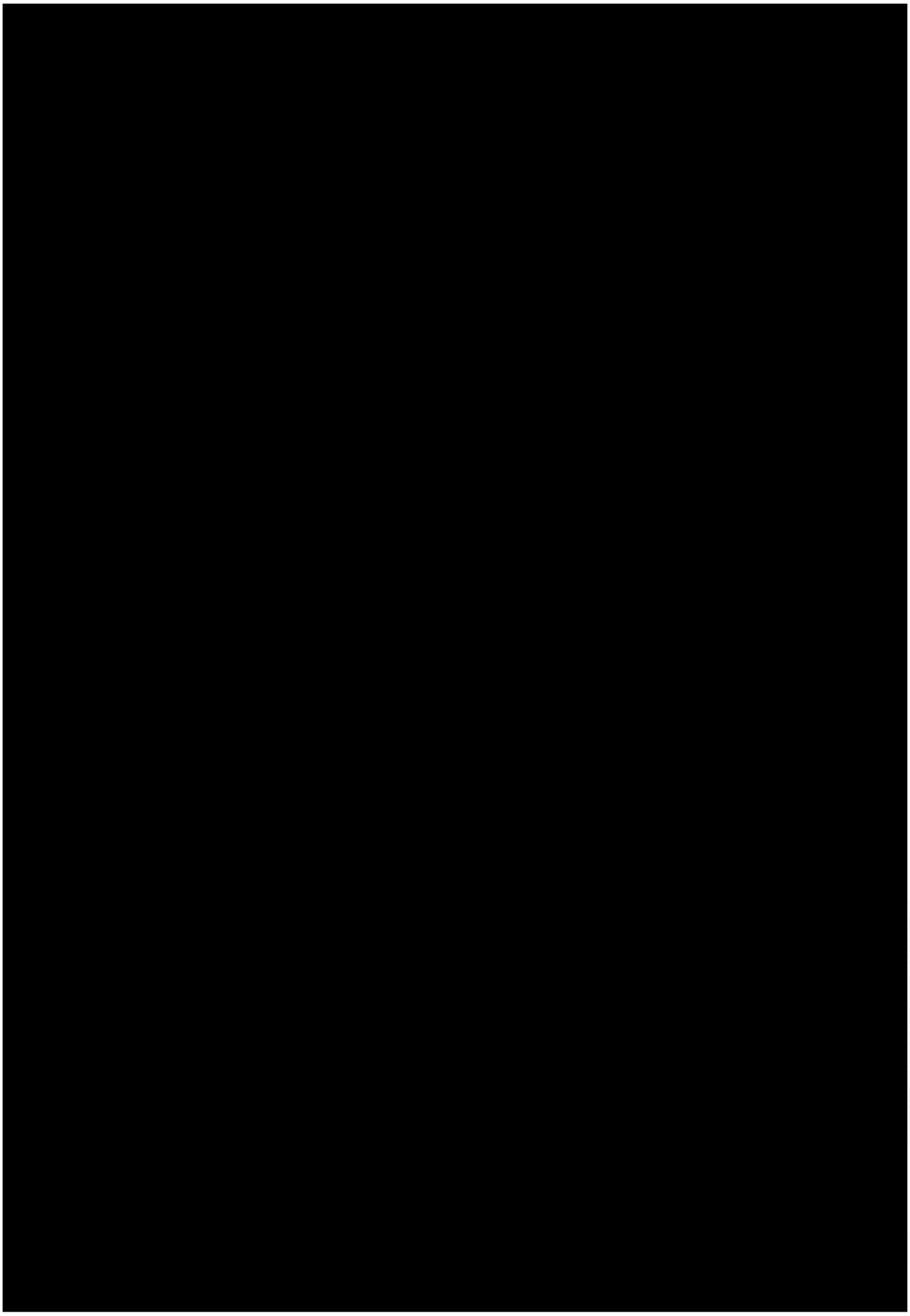
Niveau 1	Niveau 2	Nom vernaculaire	Nom latin	LH	Coteaux	Montagne
Grand nymphalidé sombre	Paon-du-jour / Vulcain	Vulcain	*Vanessa atalanta*	X	X	X
Grand nymphalidé orange	-	Belle-Dame	*Vanessa cardui*	X	X	X
Grand nymphalidé orange	-	Robert-le-Diable	*Polygonia c-album*	X	X	X
Petit nymphalidé orange OU Petit nymphalidé noir et blanc	-	Carte géographique	*Araschnia levana*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	-	Damier de la Succise	*Euphydryas aurinia*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	-	Mélitée du Plantain	*Melitaea cinxia*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	*Melitaea athalia / nevadensis / parthenoides*	Mélitée du Mélampyre	*Melitaea athalia*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	*Melitaea athalia / nevadensis / parthenoides*	Mélitée de Fruhstorfer	*Melitaea nevadensis*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	*Melitaea parthenoides / deione / phoebe*	Mélitée des Linaires	*Melitaea deione*		X	X
Petit nymphalidé orange	*Melitaea athalia / nevadensis / parthenoides* OU *Melitaea parthenoides / deione / phoebe*	Mélitée des Scabieuses	*Melitaea parthenoides*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	-	Mélitée noirâtre	*Melitaea diamina*	X		X
Petit nymphalidé orange	-	Mélitée orangée	*Melitaea didyma*	X	X	X
Petit nymphalidé orange	*Melitaea deione / phoebe*	Mélitée des Centaurées	*Melitaea phoebe*	X	X	X
Mégères et voisins	*Lasiommata sp.*	Némusien / Arianne	*Lasiommata maera*		X	X
Mégères et voisins	*Lasiommata sp.*	Satyre / Mégère	*Lasiommata megera*	X	X	X
Mégères et voisins	*Lasiommata sp.*	Gorgone	*Lasiommata petropolitana*			X
Mégères et voisins	-	Tircis	*Pararge aegeria*	X	X	X
Petit coenonympha	-	Céphale	*Coenonympha arcania*		X	X
Grand nymphalidé sombre	*Aphantopus hyperantus / Coenonympha oedippus*	Fadet des Laîches	*Coenonympha oedippus*	X		
Petit coenonympha	-	Fadet commun	*Coenonympha pamphilus*	X	X	X
-	-	Demi-Deuil	*Melanargia galathea*	X	X	X
-	-	Amaryllis	*Pyronia tithonus*	X	X	X
Grand nymphalidé sombre	-	Myrtil	*Maniola jurtina*	X	X	X
Grand nymphalidé sombre	*Aphantopus hyperantus /*	Tristan	*Aphantopus hyperantus*	X		

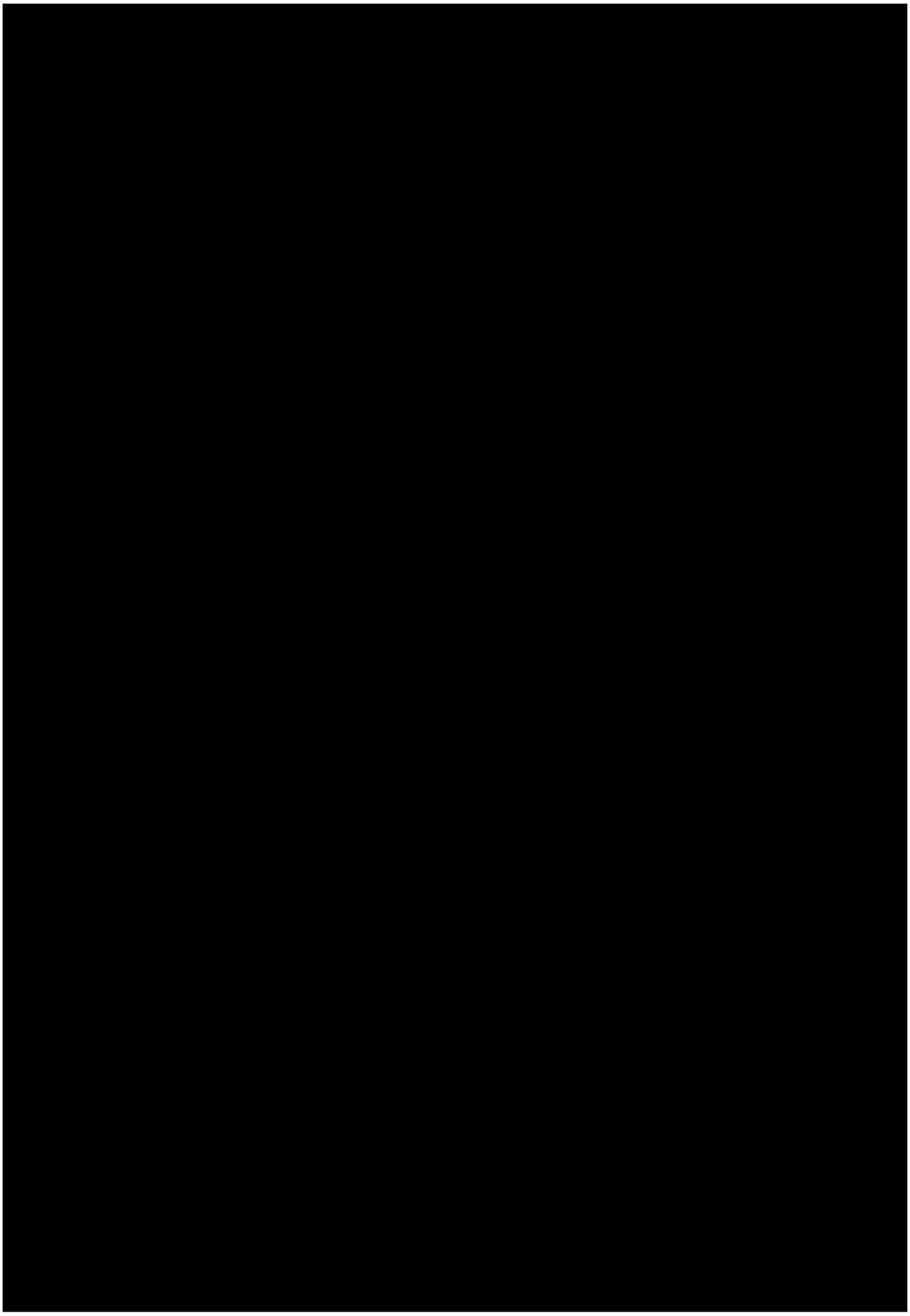
Niveau 1	Niveau 2	Nom vernaculaire	Nom latin	LH	Coteaux	Montagne
	Coenonympha oedippus					
Petit moiré	*Erebia arvernensis / E. rondoui*	Moiré lustré	*Erebia arvernensis*			X
Petit moiré	*Erebia arvernensis / E. rondoui*	Moiré de Rondou	*Erebia rondoui*			X
Petit moiré	Moiré très sombre	Moiré de la Canche	*Erebia epiphron*			X
Grand moiré	–	Moiré frange-pie	*Erebia euryale*			X
Petit moiré	–	Moiré chamoisé	*Erebia gorge*			X
Grand moiré	–	Moiré pyrénéen	*Erebia gorgone*			X
Grand moiré	Moiré très sombre	Moiré cantabrique	*Erebia lefebvrei*			X
Grand moiré	Moiré très sombre	Moiré variable	*Erebia manto*			X
Grand moiré	–	Moiré des fétuques	*Erebia meolans*			X
Grand moiré	Moiré très sombre	Moiré des luzules	*Erebia oeme*			X
Grand moiré	–	Moiré fontinal	*Erebia pronoe*			X
Grand moiré	–	Moiré andorran	*Erebia sthennyo*			X
Grand moiré	–	Moiré printannier	*Erebia triarius*			X
Grand nymphalidé noir et blanc	*Hipparchia alcyone / fagi*	Petit Sylvandre	*Hipparchia alcyone*			X
Grand nymphalidé noir et blanc	*Hipparchia alcyone / fagi*	Sylvandre	*Hipparchia fagi*		X	X
Grand nymphalidé noir et blanc	*Hipparchia semele / Arethusana*	Agreste	*Hipparchia semele*		X	
Grand nymphalidé sombre	–	Faune	*Hipparchia statilinus*		X	
Grand nymphalidé noir et blanc	*Chazara / Brintesia / Hipparchia*	Hermite	*Chazara briseis*		X	
Grand nymphalidé sombre	*Satyrus / Minois*	Grande Coronide	*Satyrus ferula*		X	
Mégères et voisins	*Hipparchia semele / Arethusana* OU *Arethusana arethusa / boabdil*	Mercure	*Arethusana arethusa*		X	
Mégères et voisins	*Hipparchia semele / Arethusana* OU *Arethusana arethusa / boabdil*	?	*Arethusana boabdil*		X	X
Grand nymphalidé noir et blanc	–	Silène	*Brintesia circe*		X	
Grand nymphalidé sombre	*Satyrus / Minois*	Grand Nègre des bois	*Minois dryas*	X	X	X

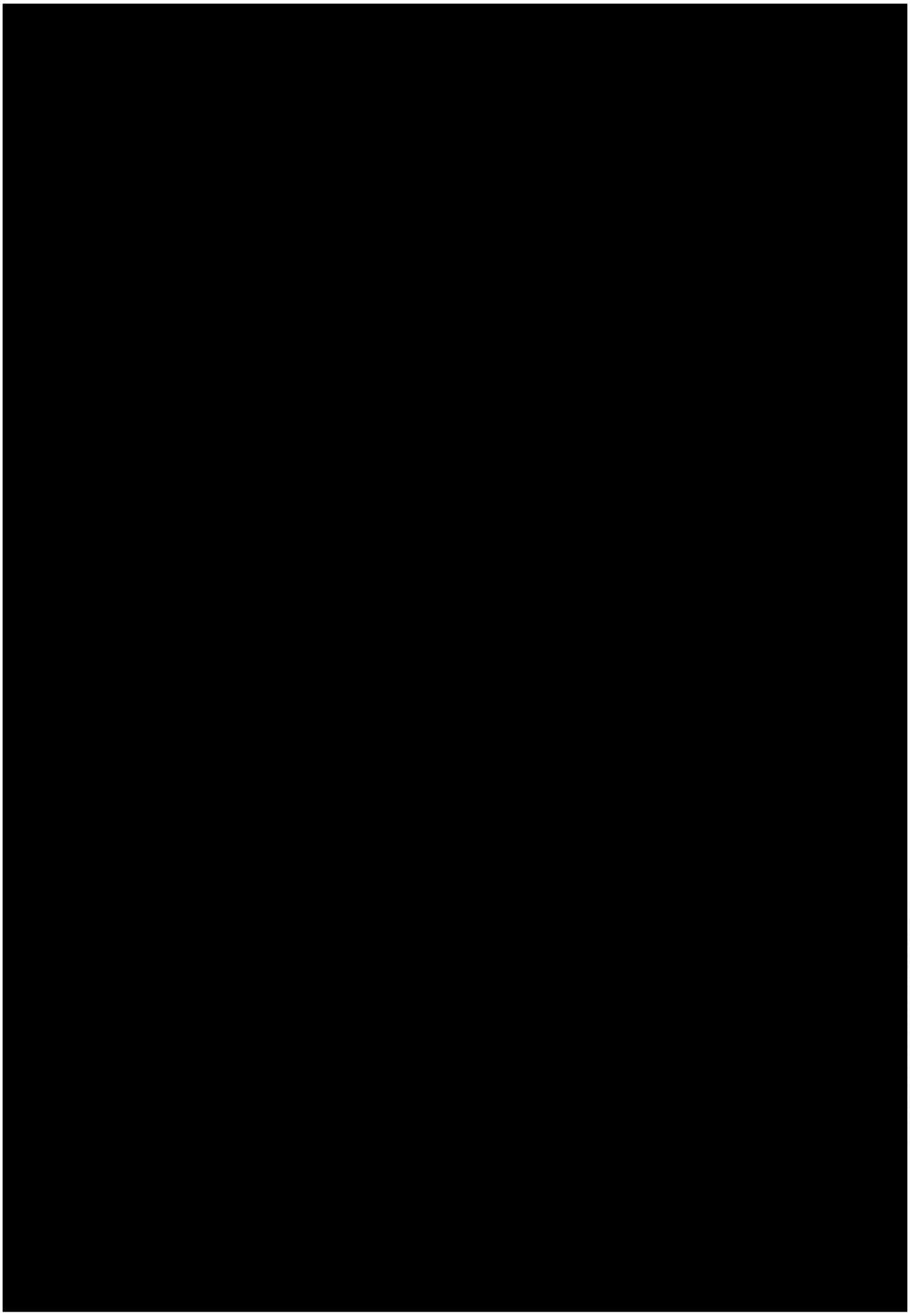
Annexe. 7. Carte de localisation des dispositifs de suivi des tourbières.



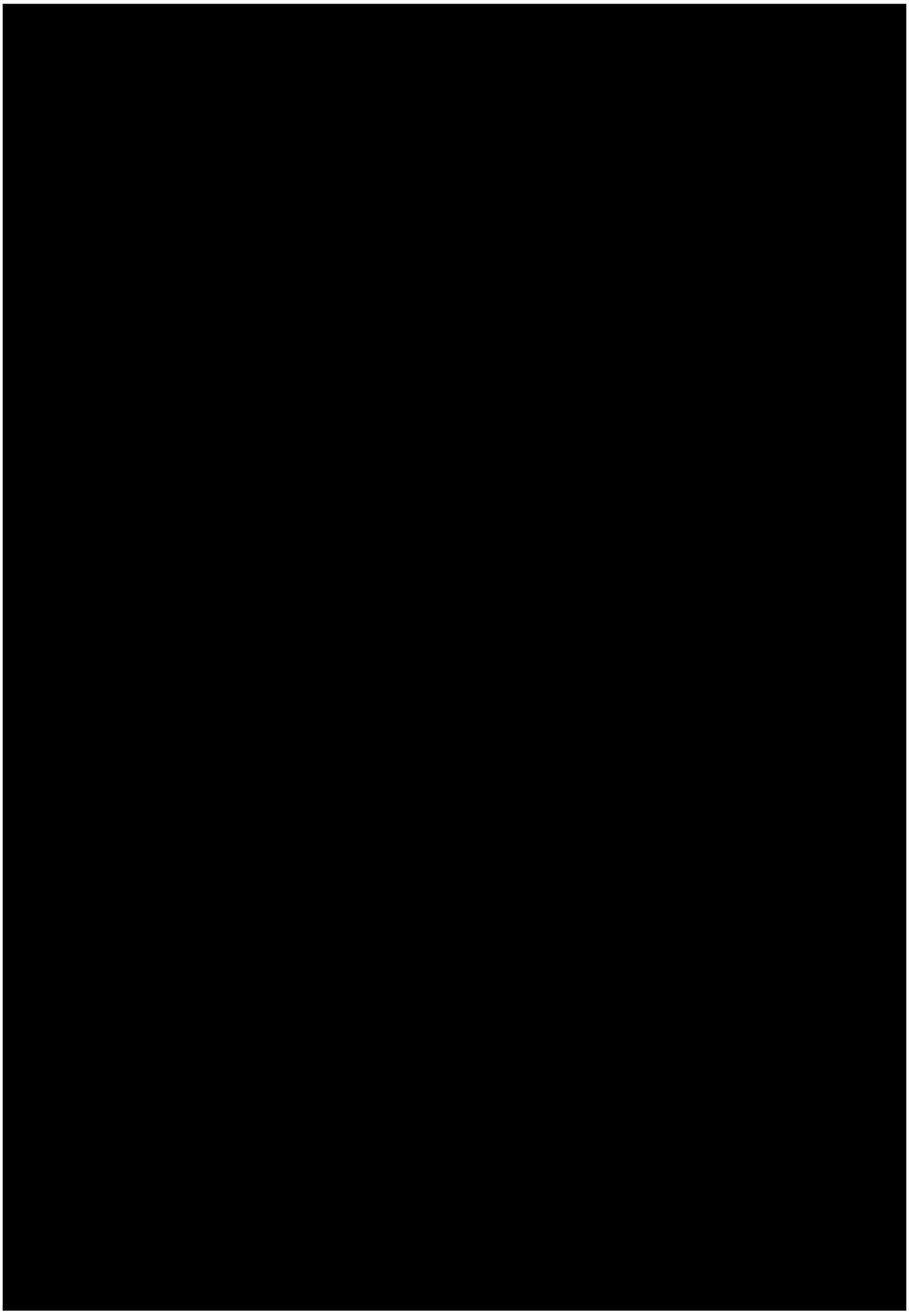


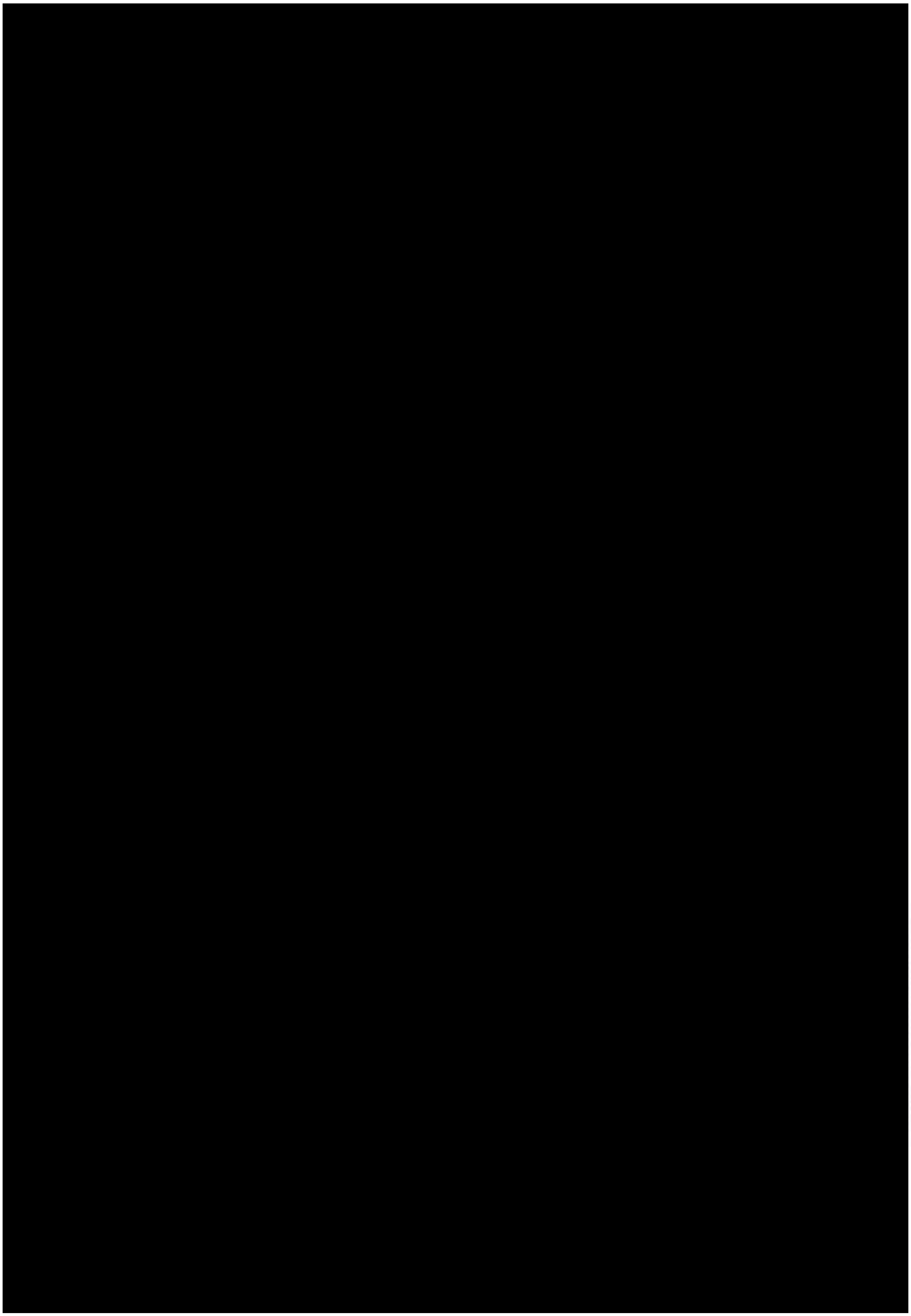


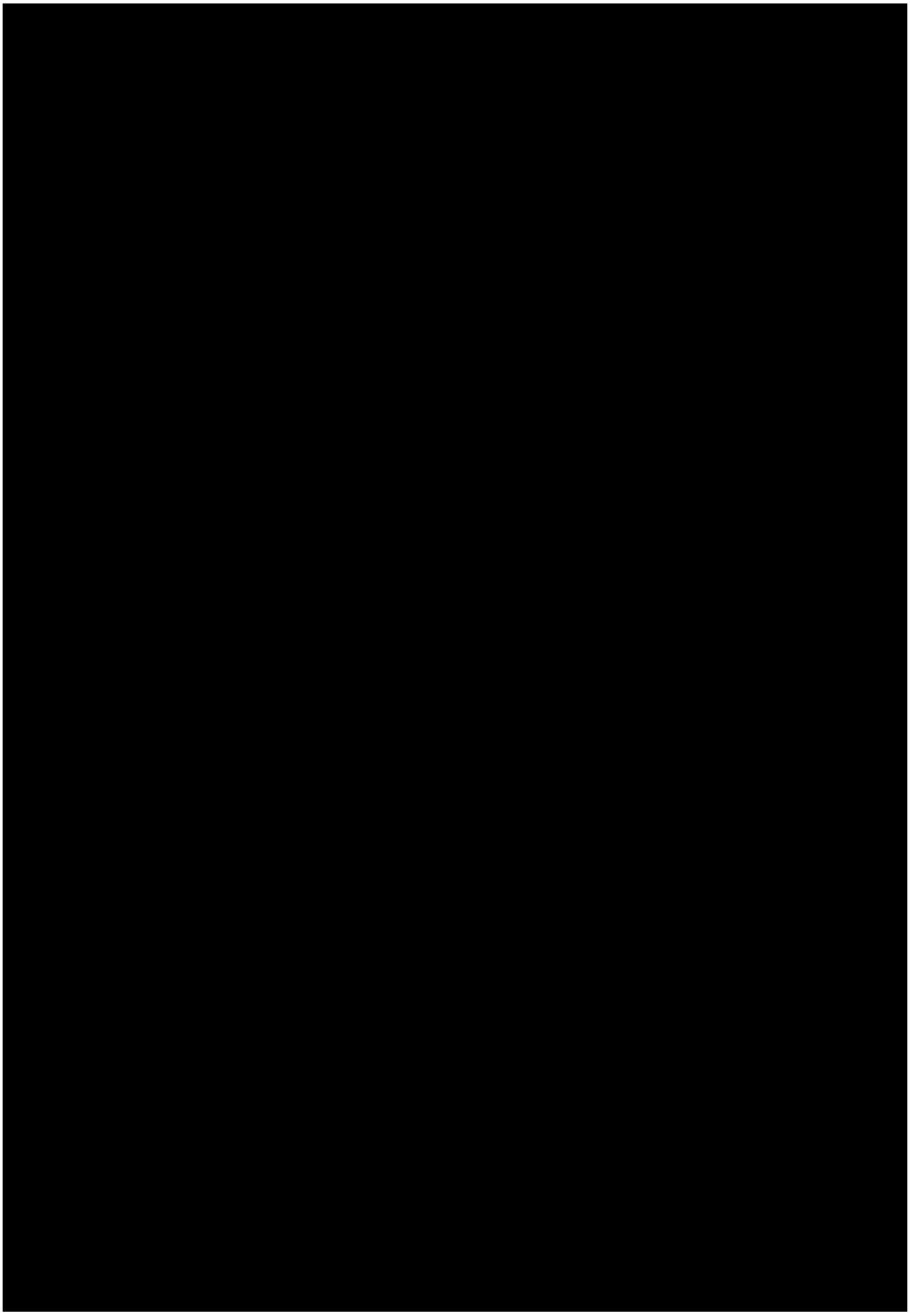


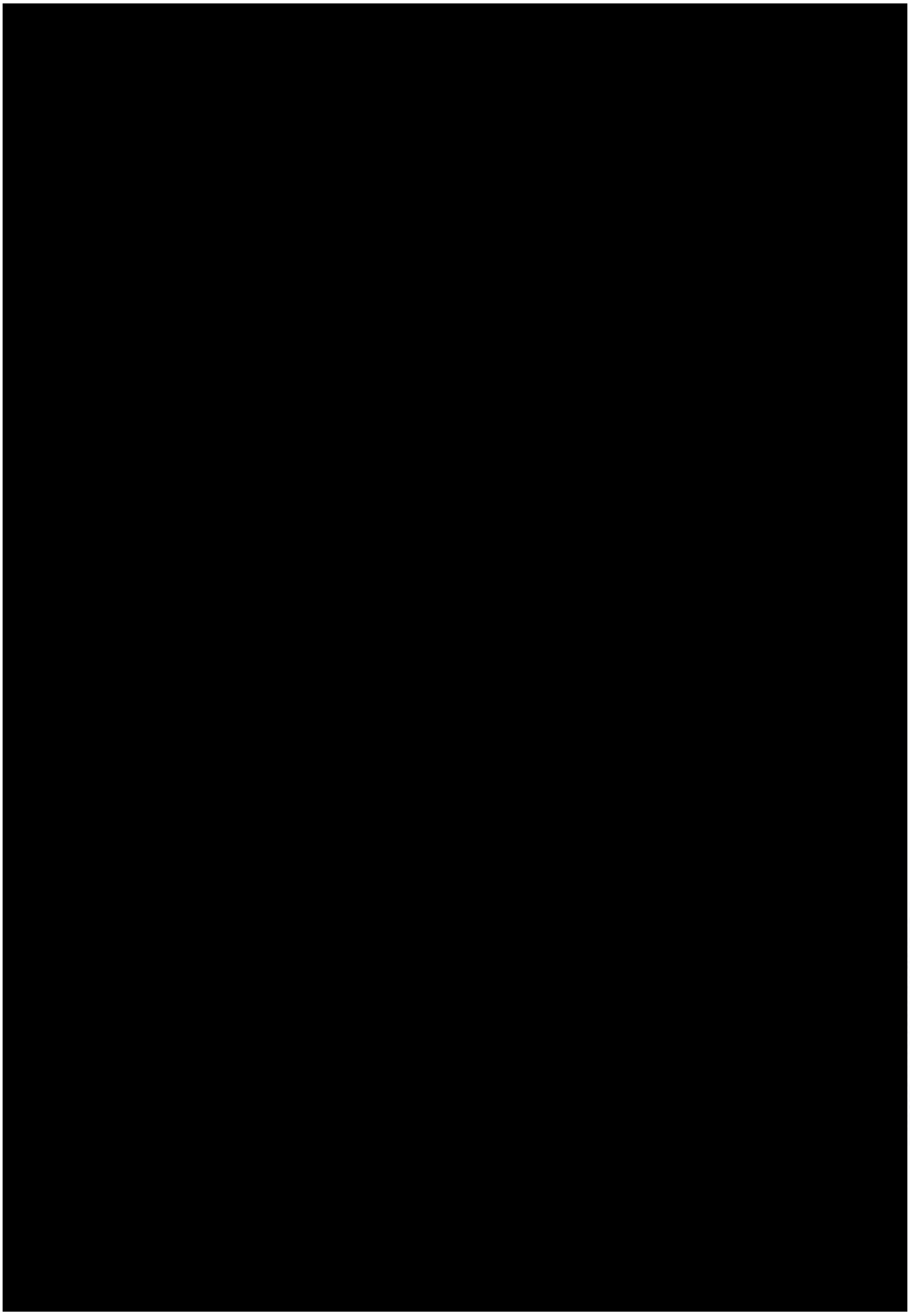


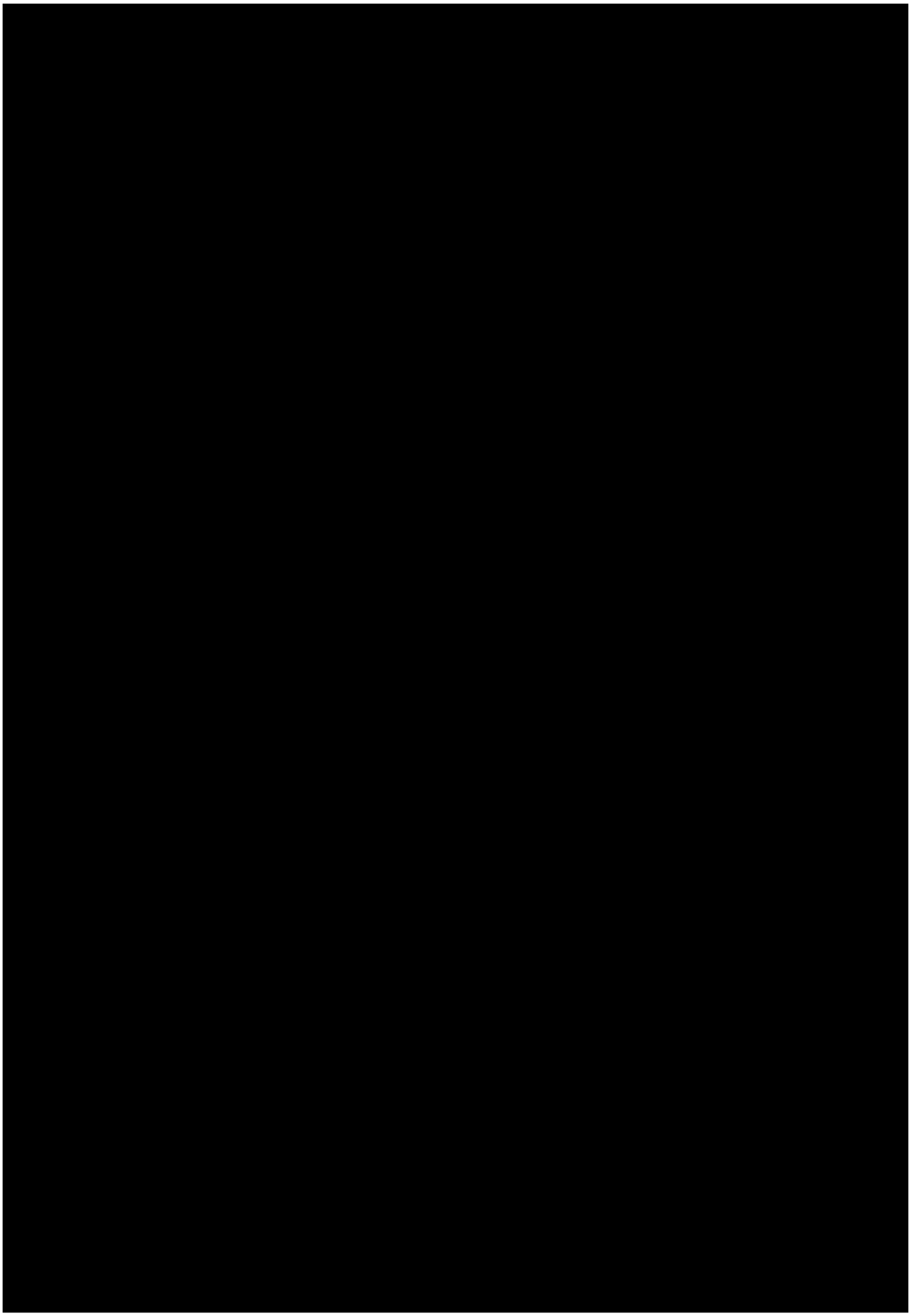
Annexe. 8. Cartes de positionnement des transects pour les sites de suivis des lépidoptères en lande humide validés en 2018.

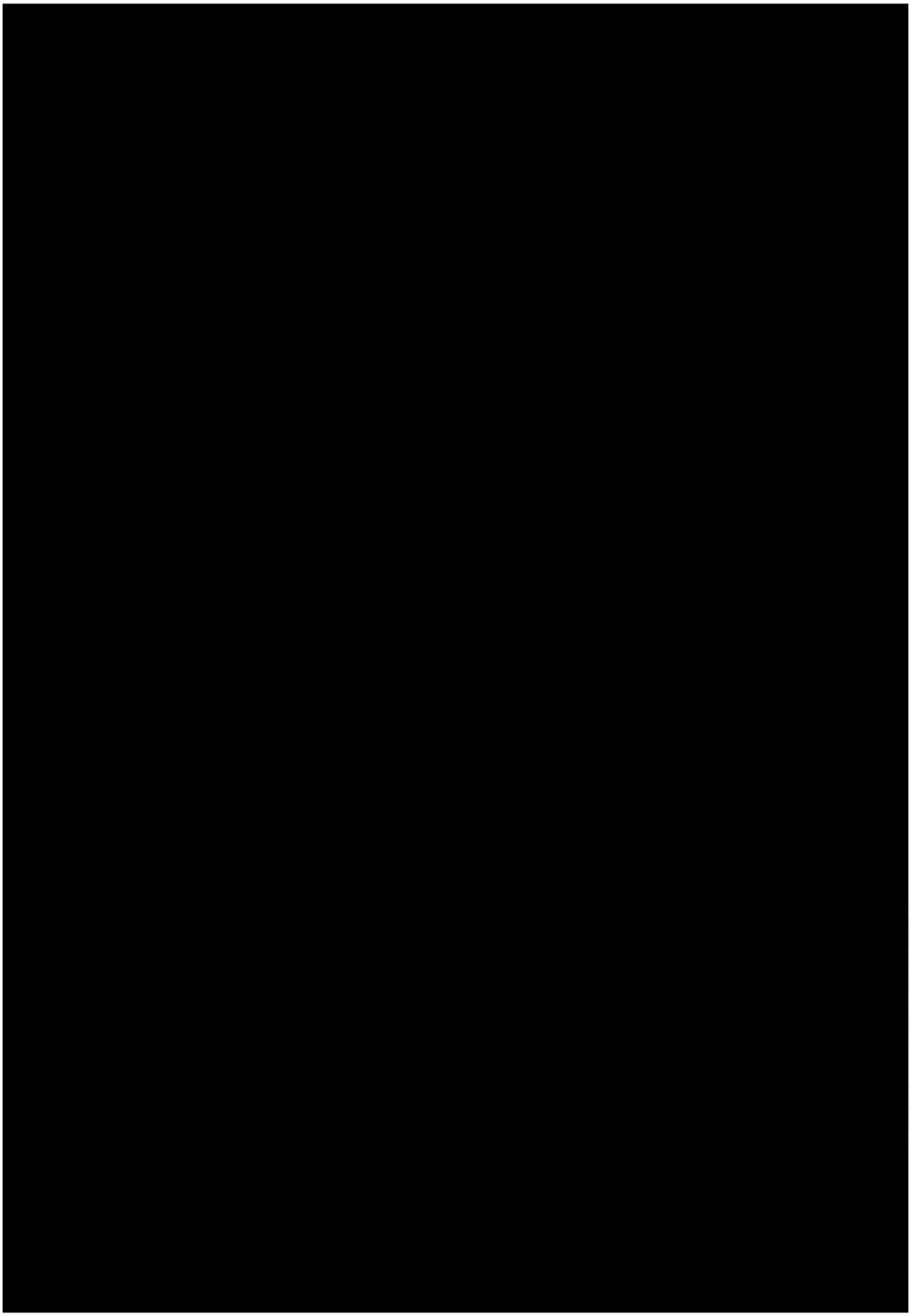


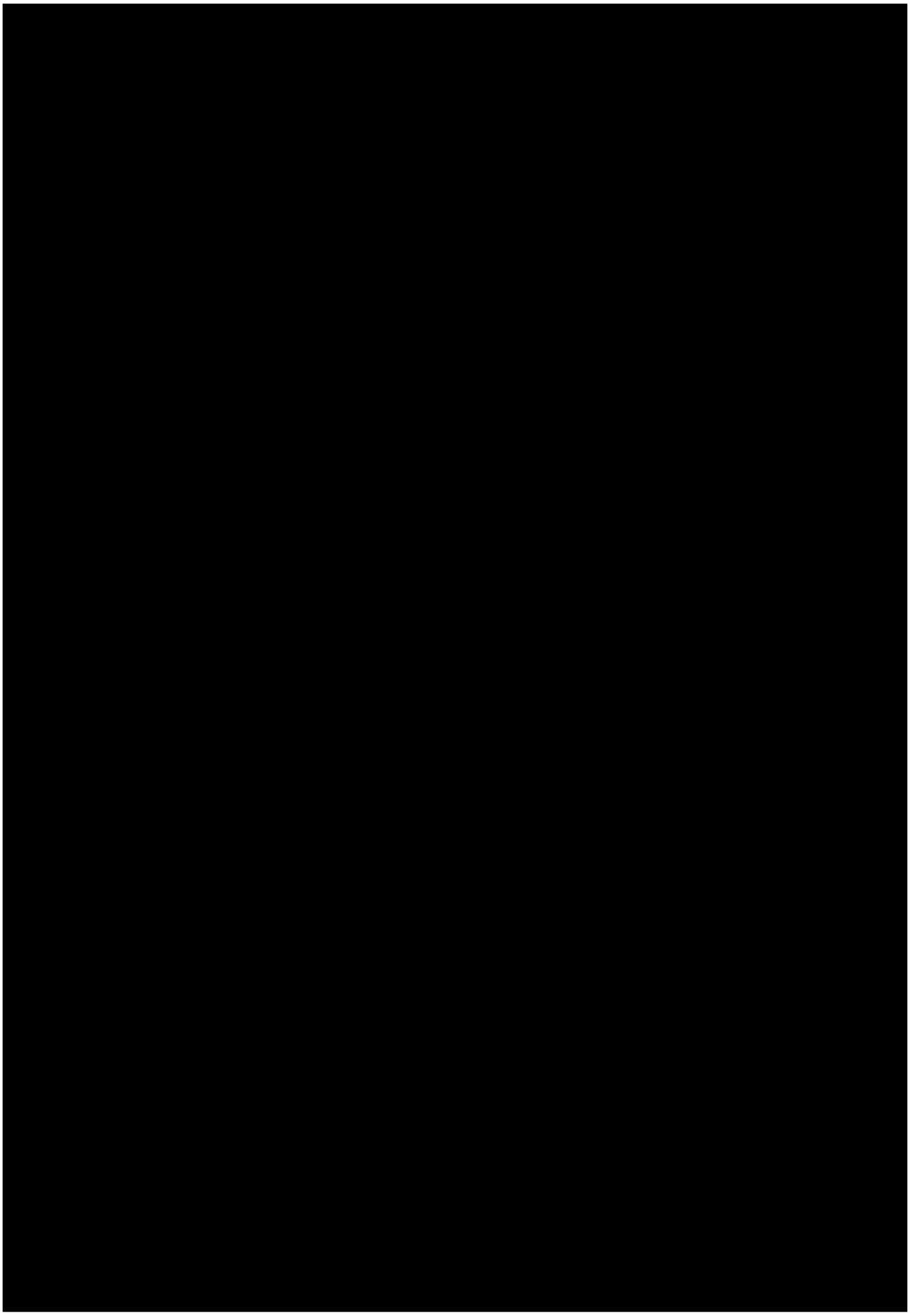


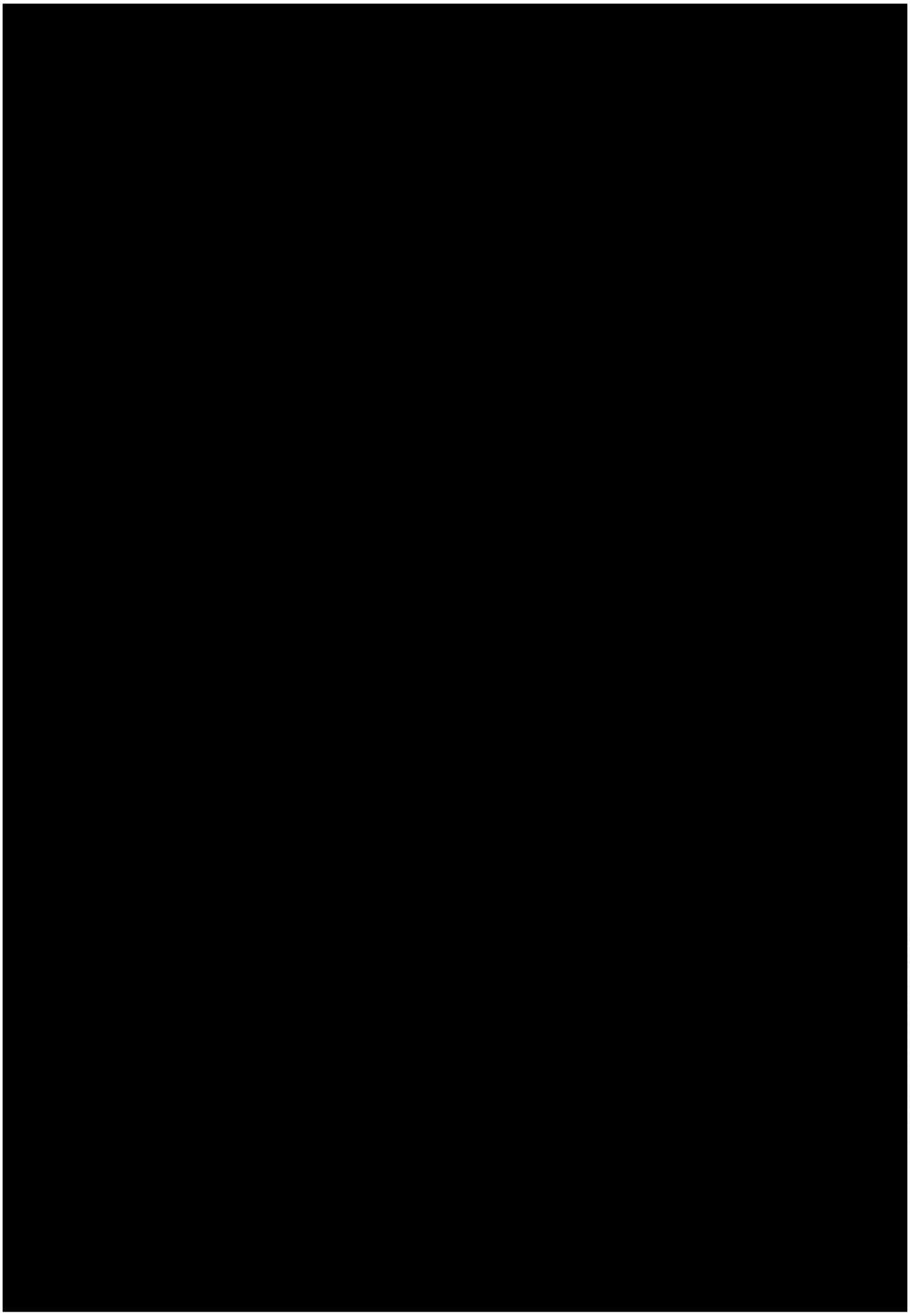


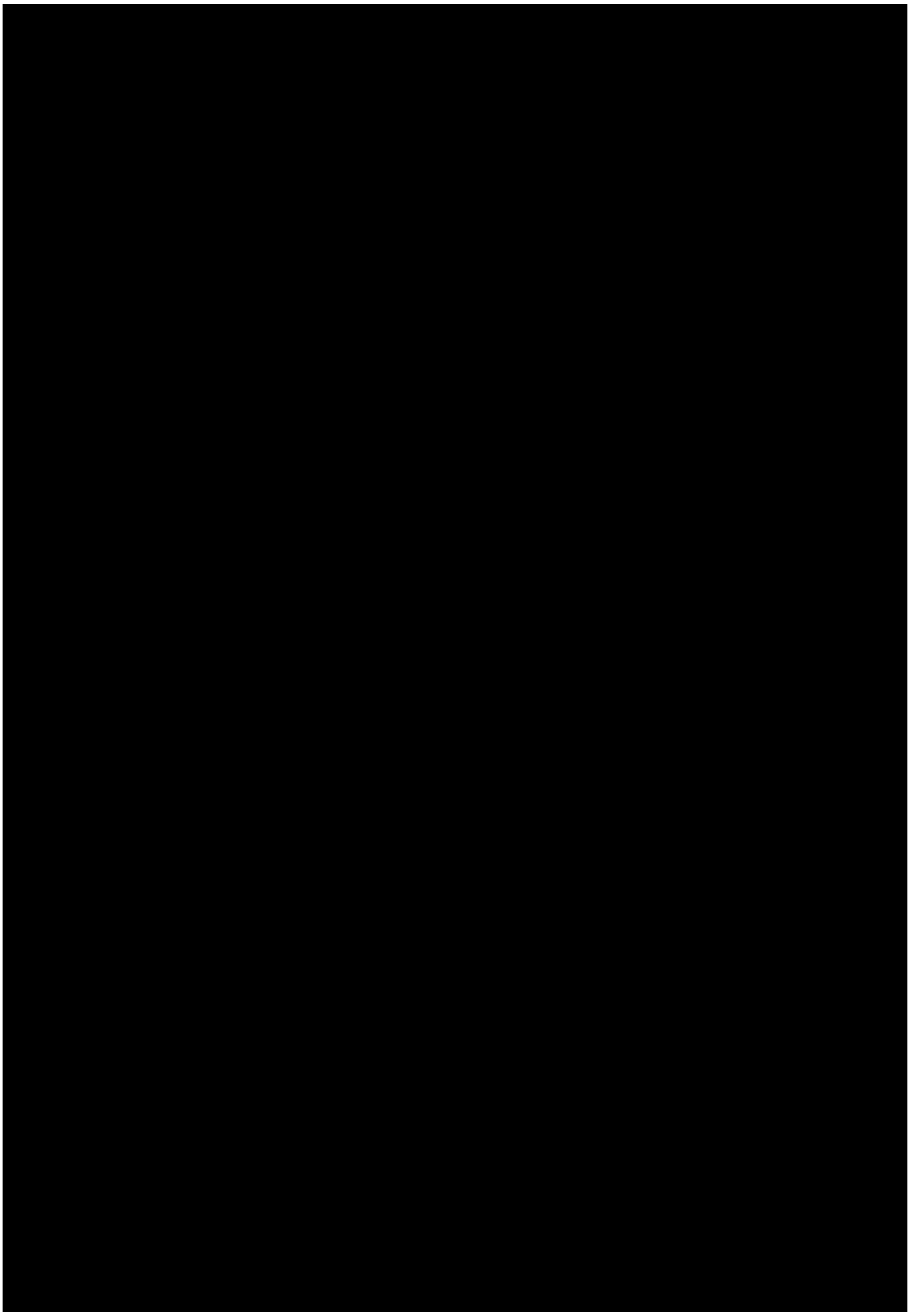


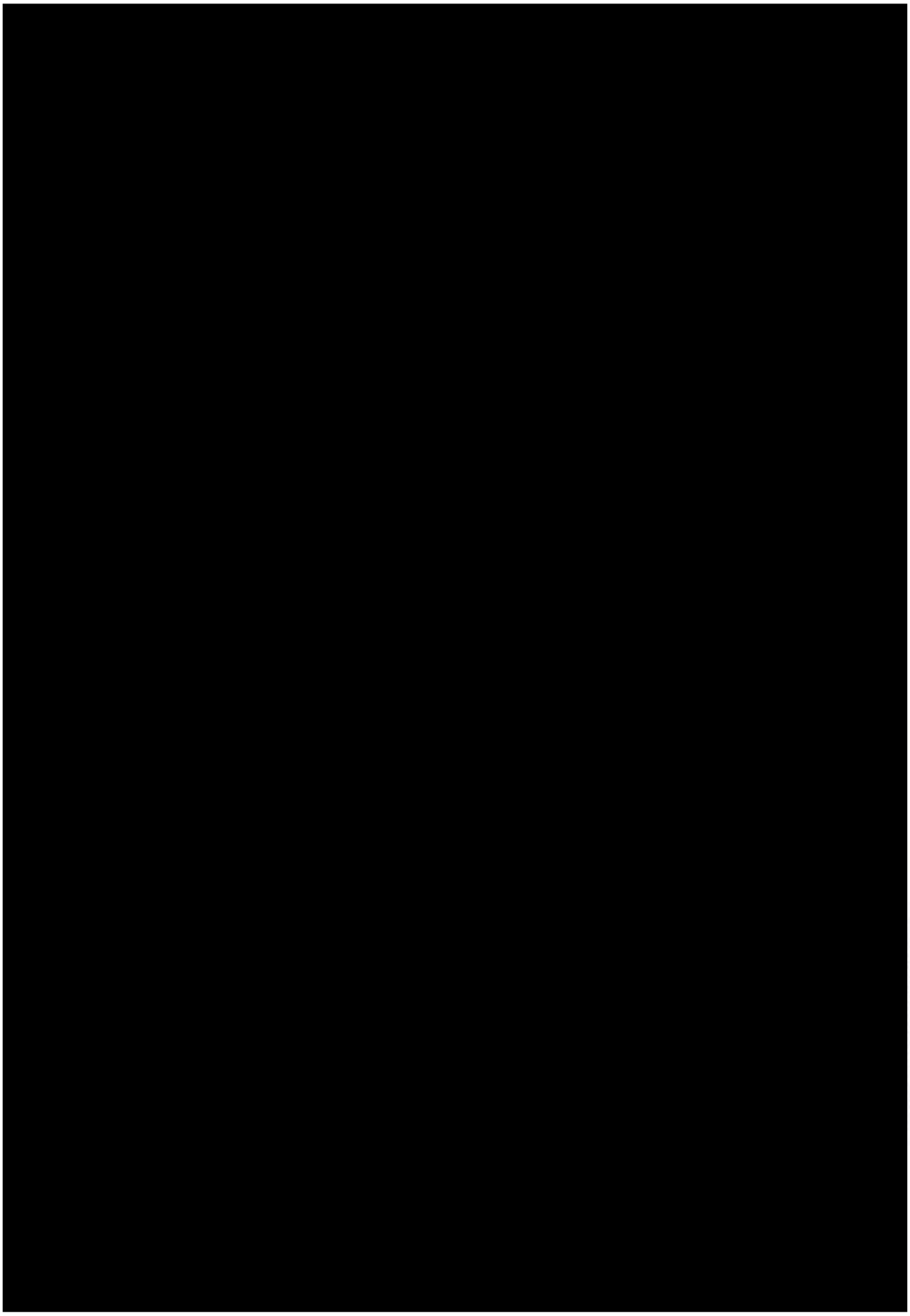




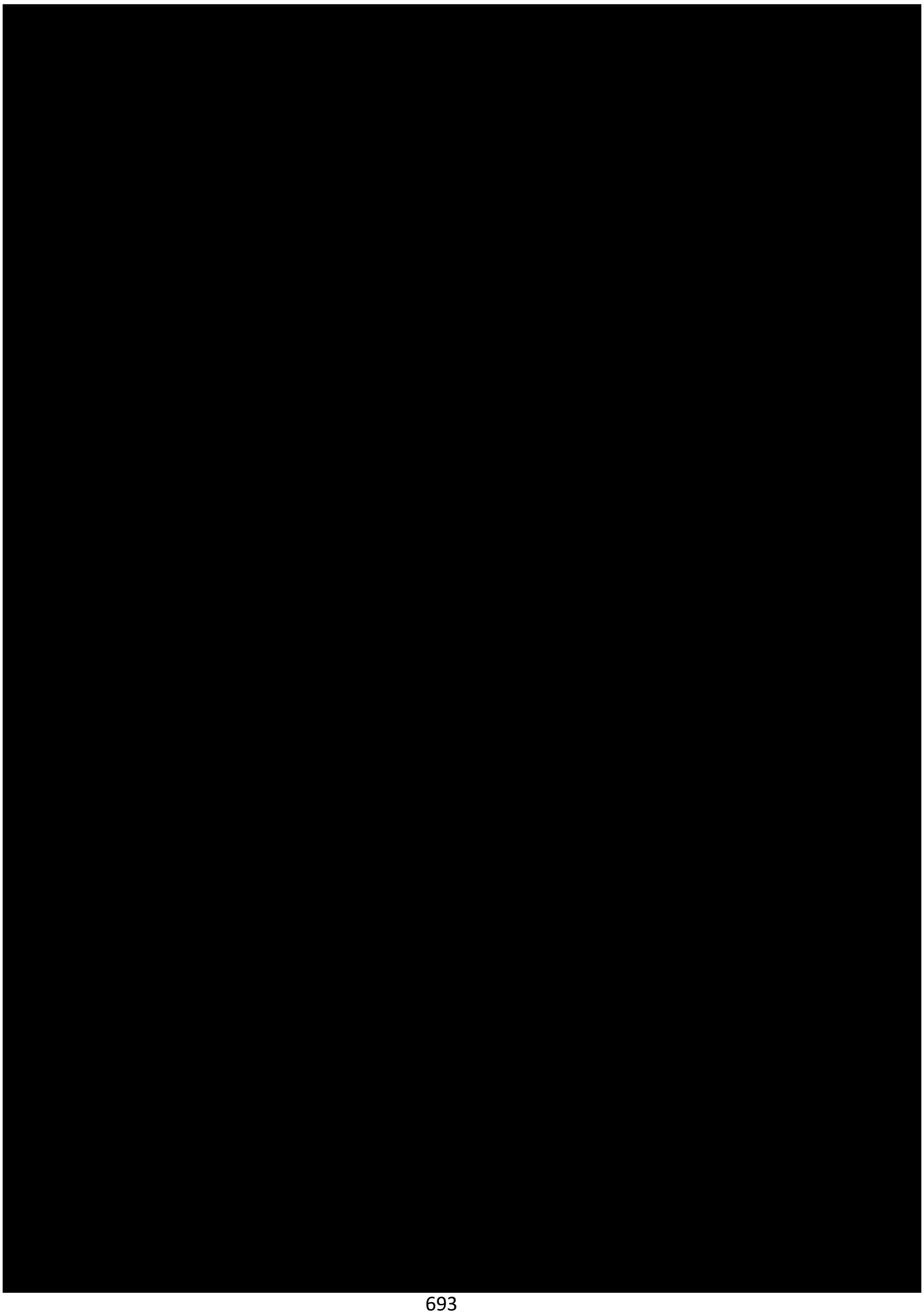


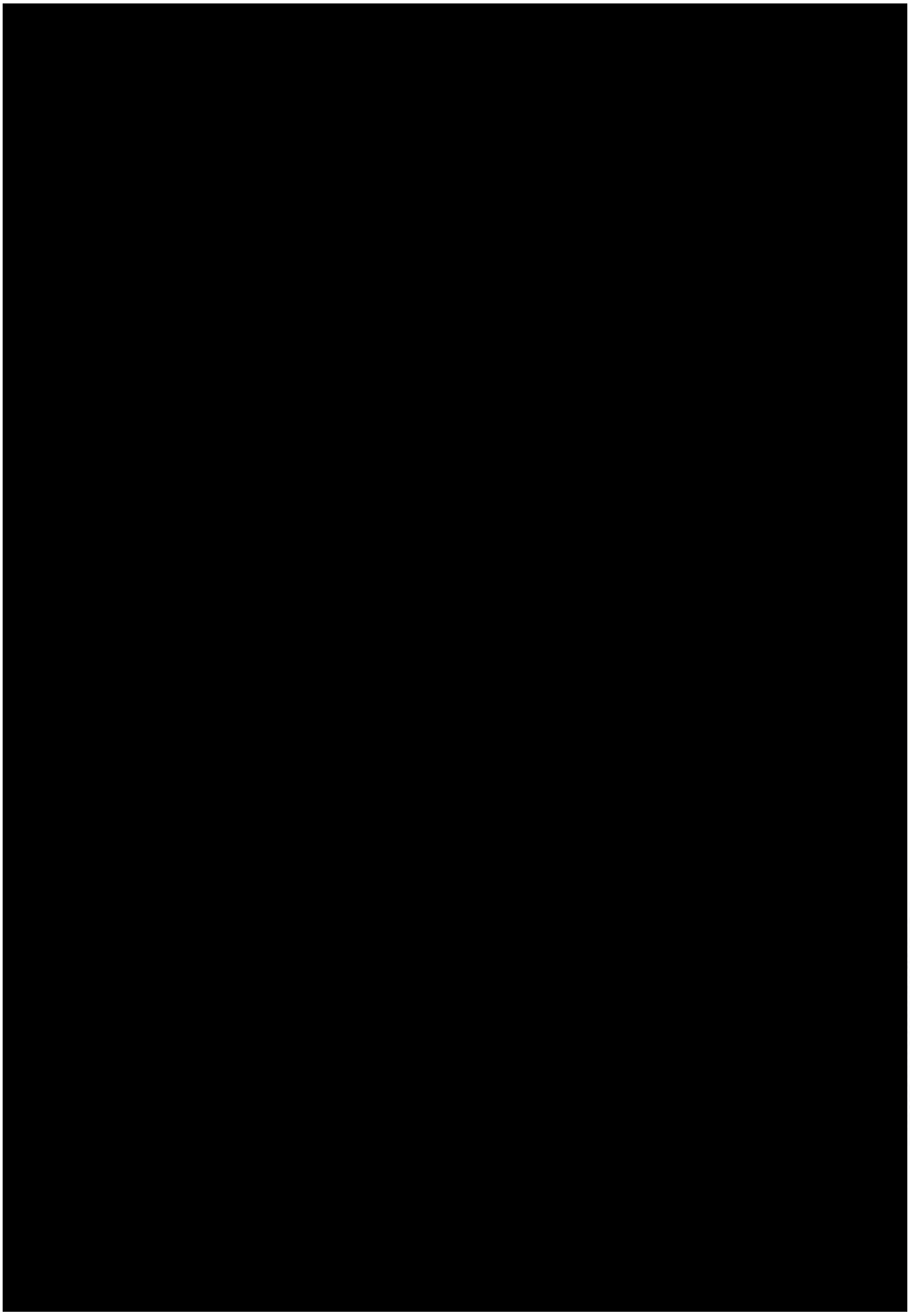


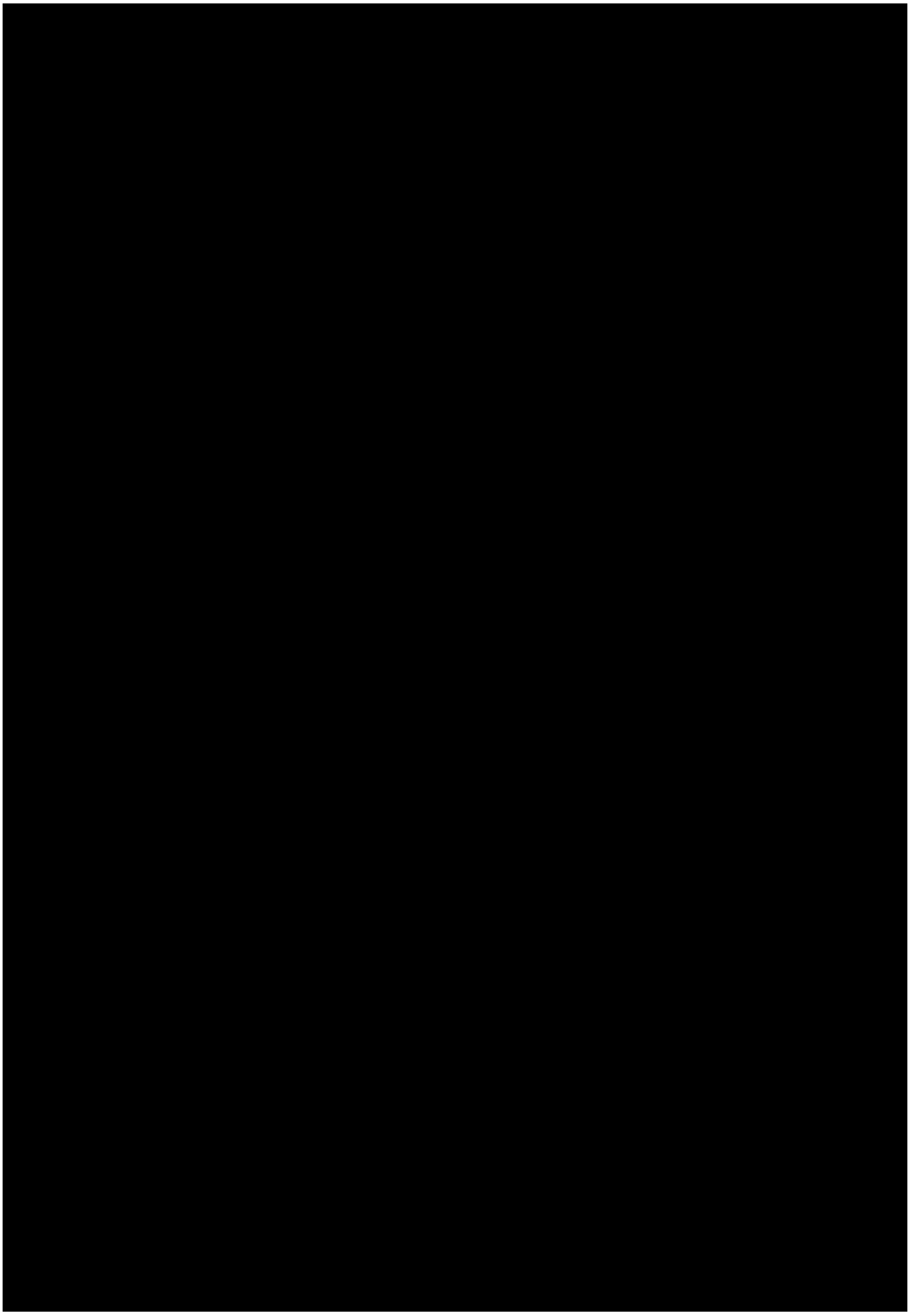


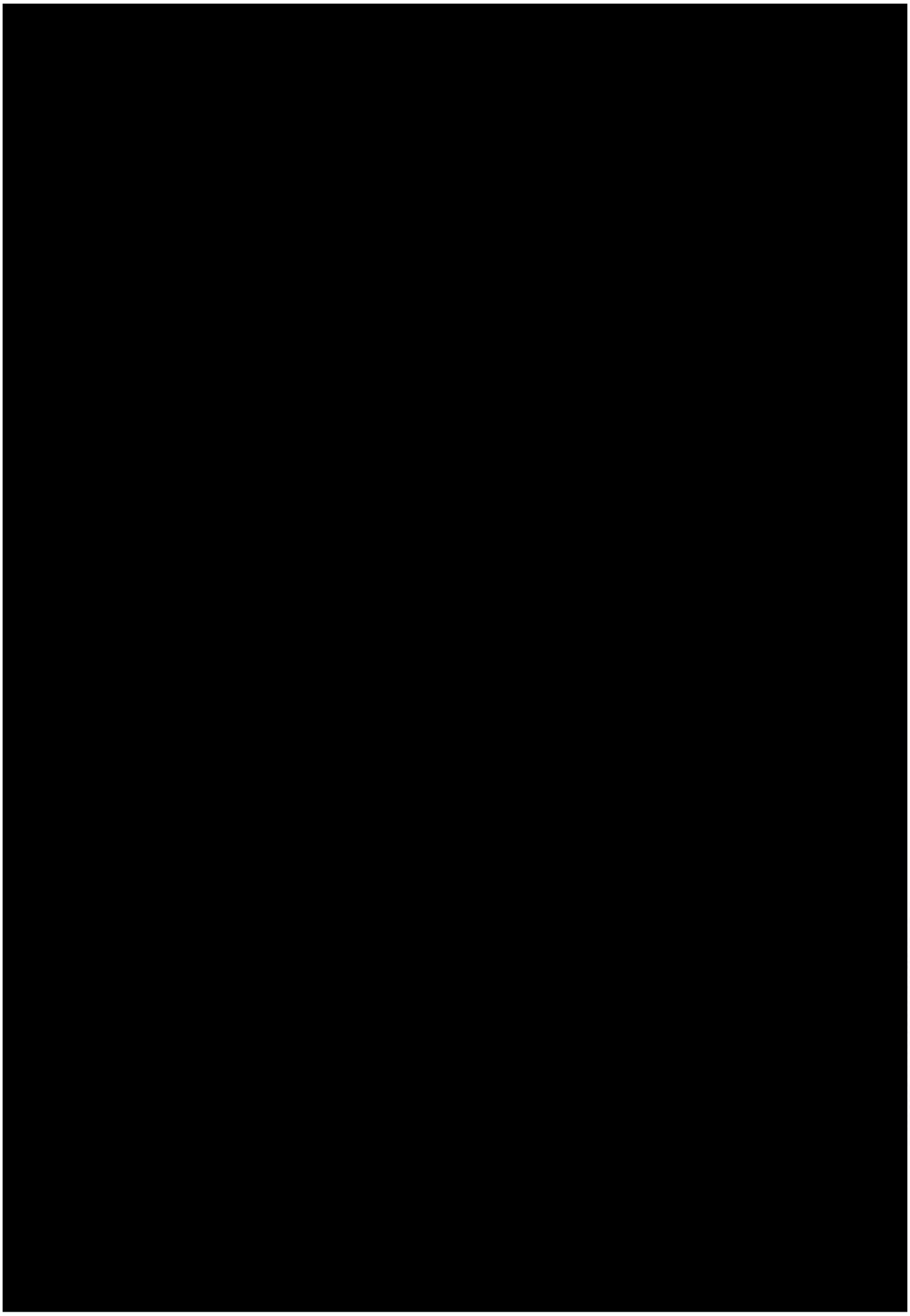


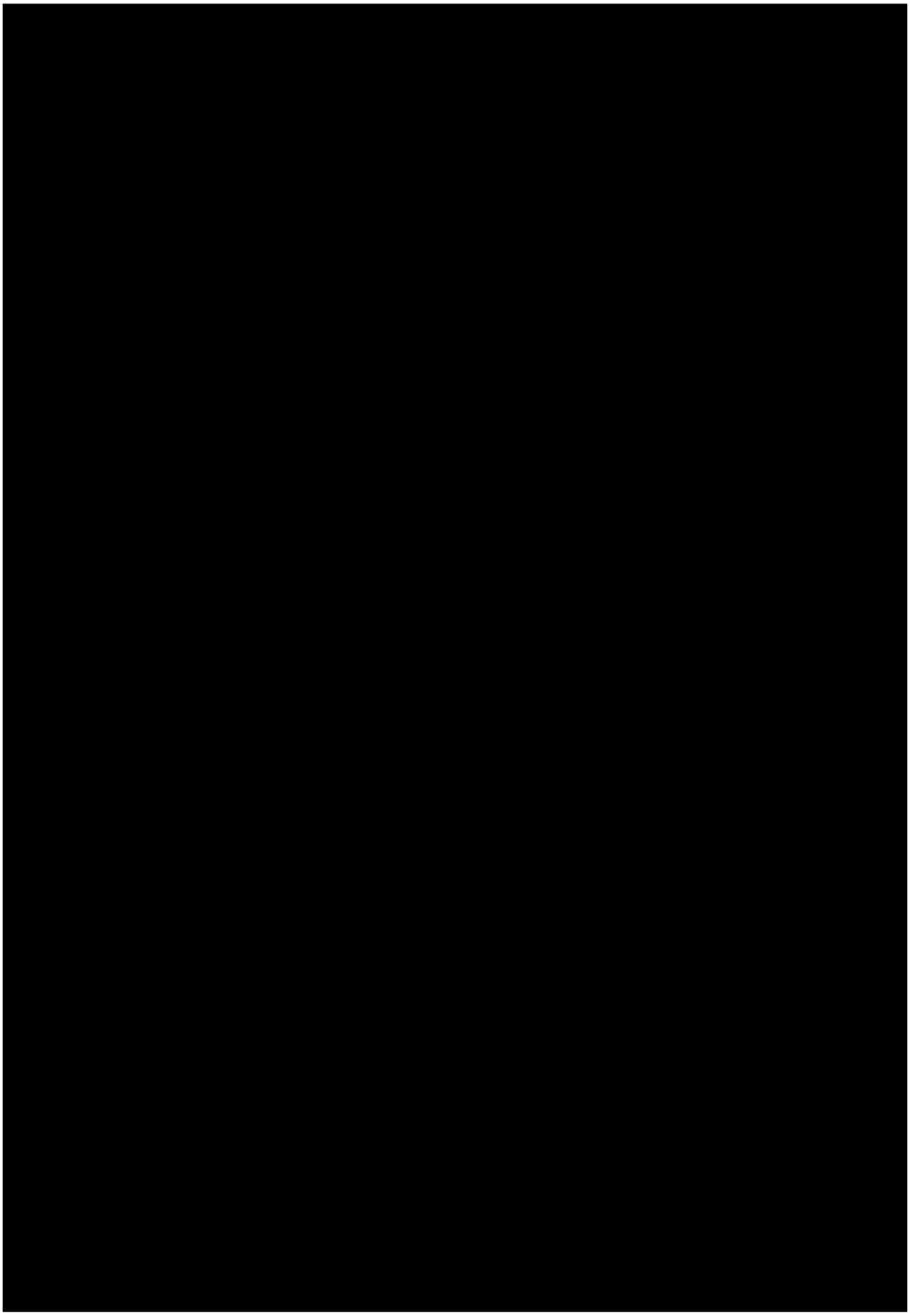
Annexe. 9. Cartes de positionnement des quadrats de 100m² pour les sites de suivis de Phengaris alcon et Gentiana pneumonanthe.

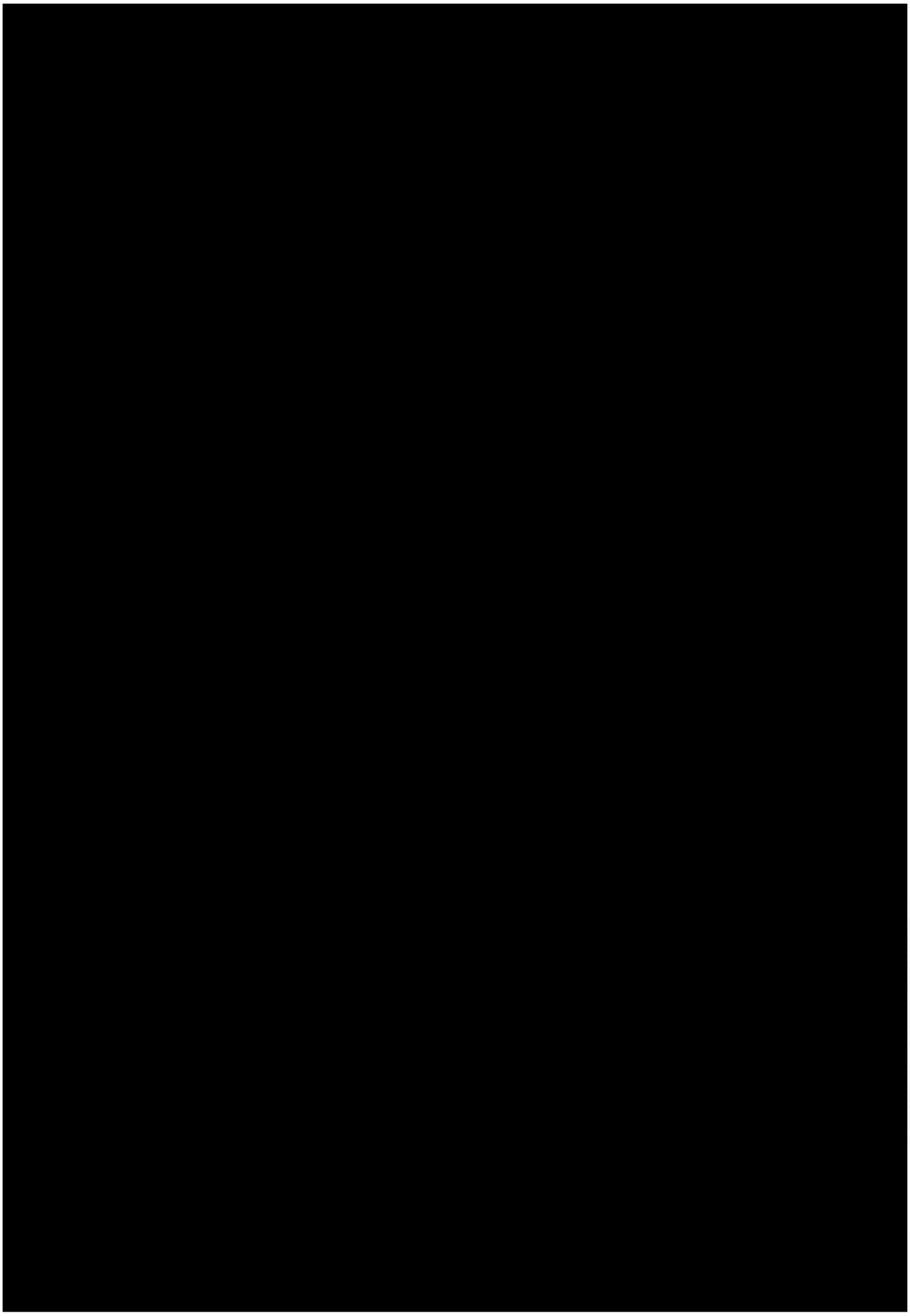


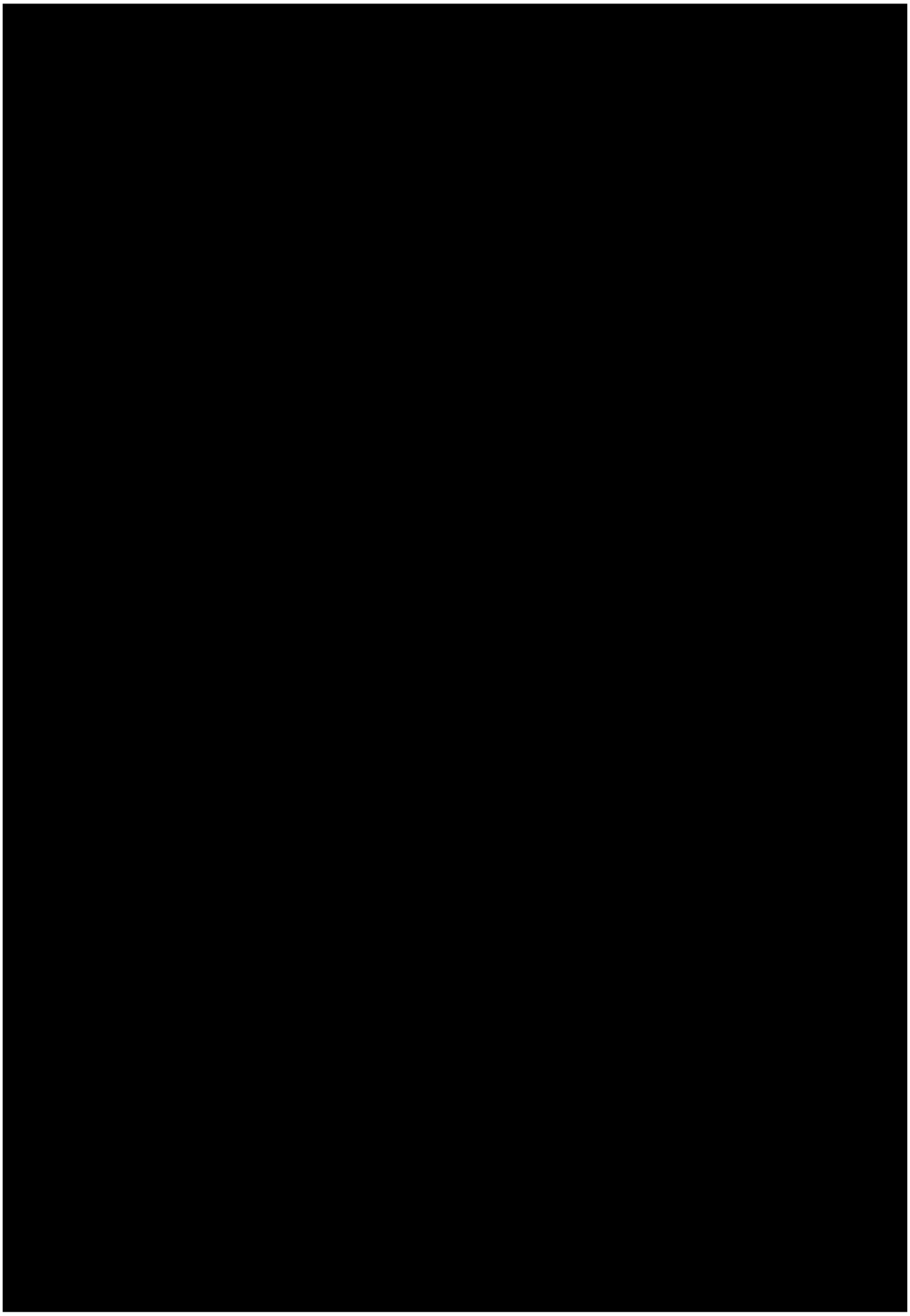


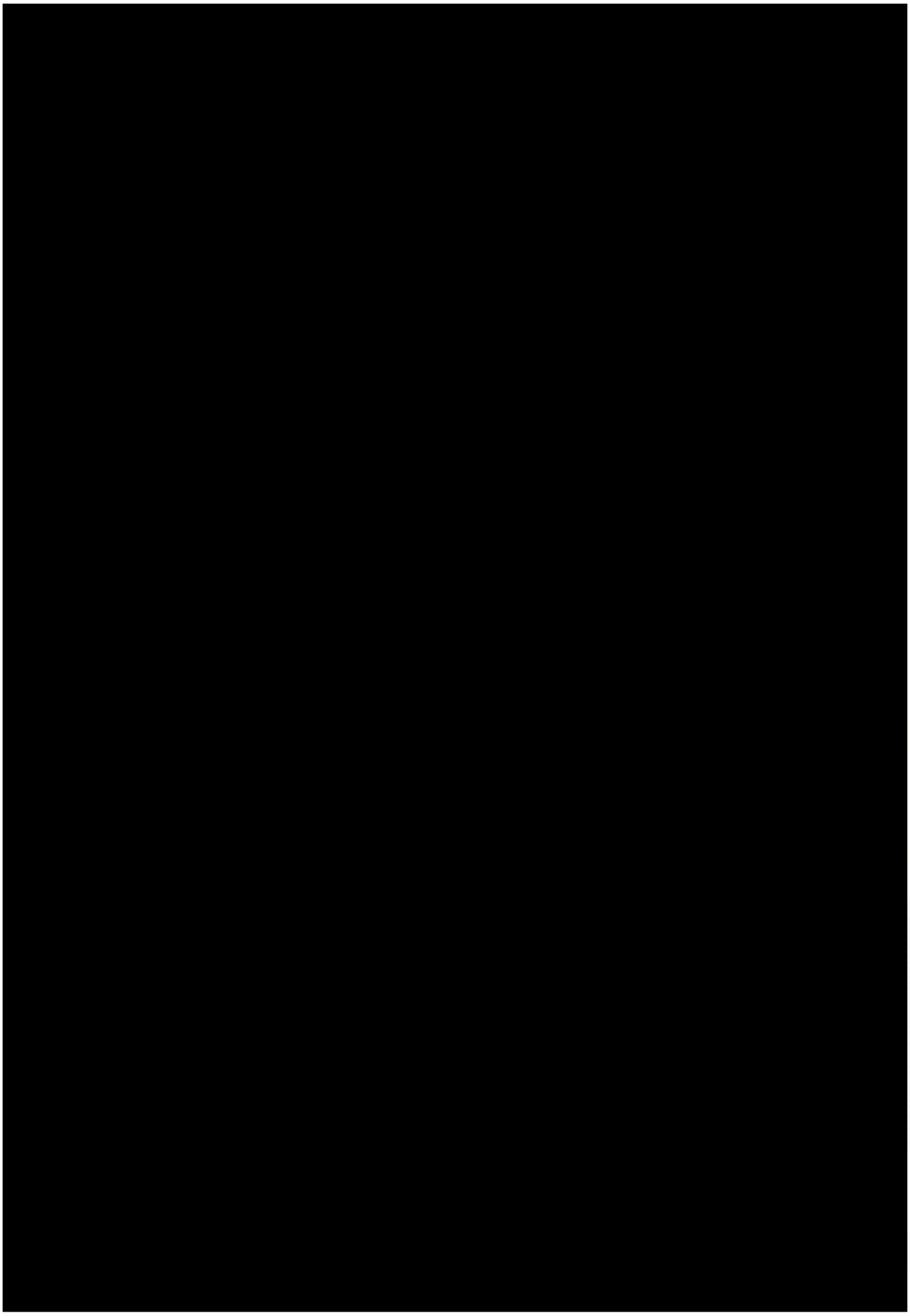


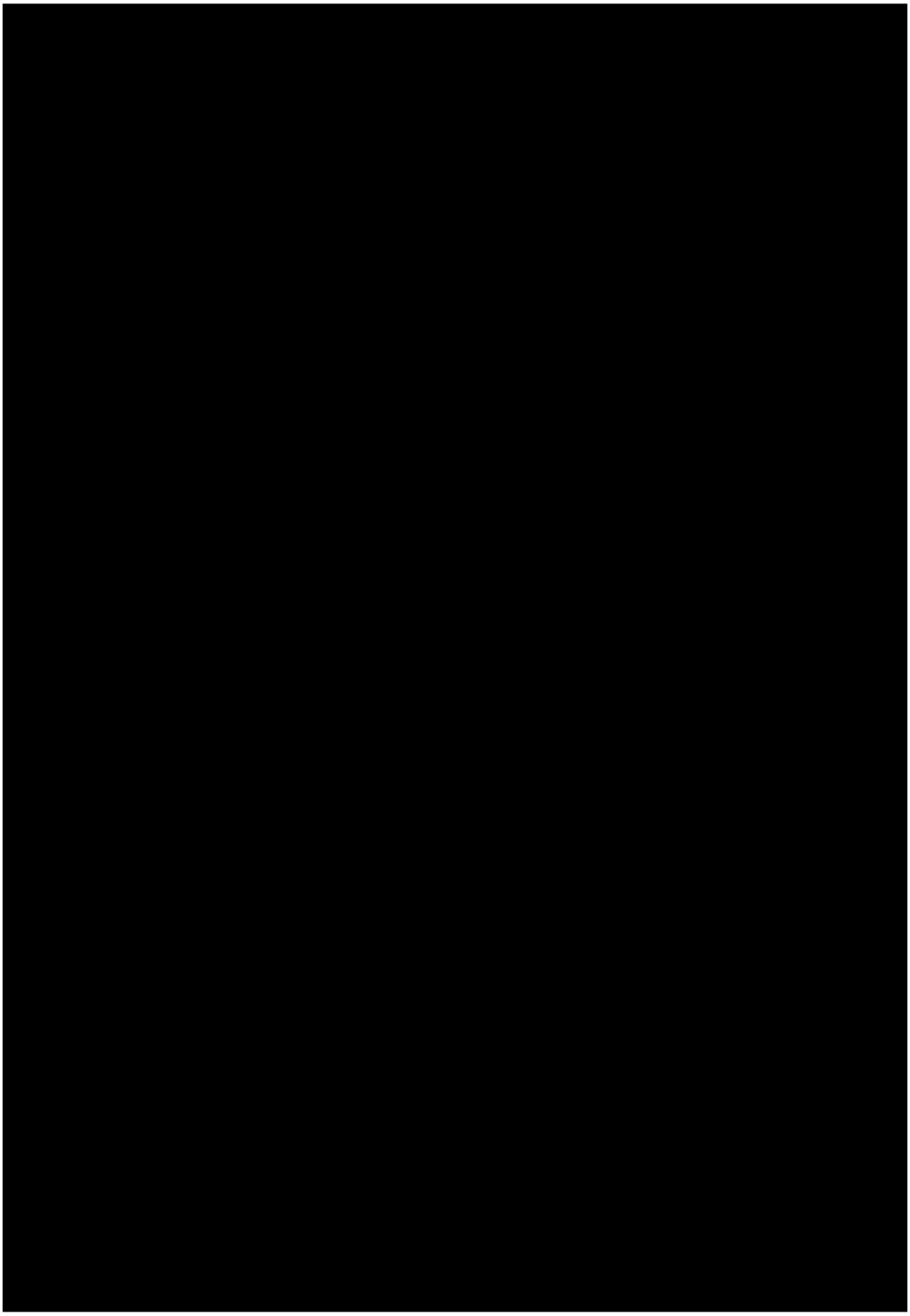


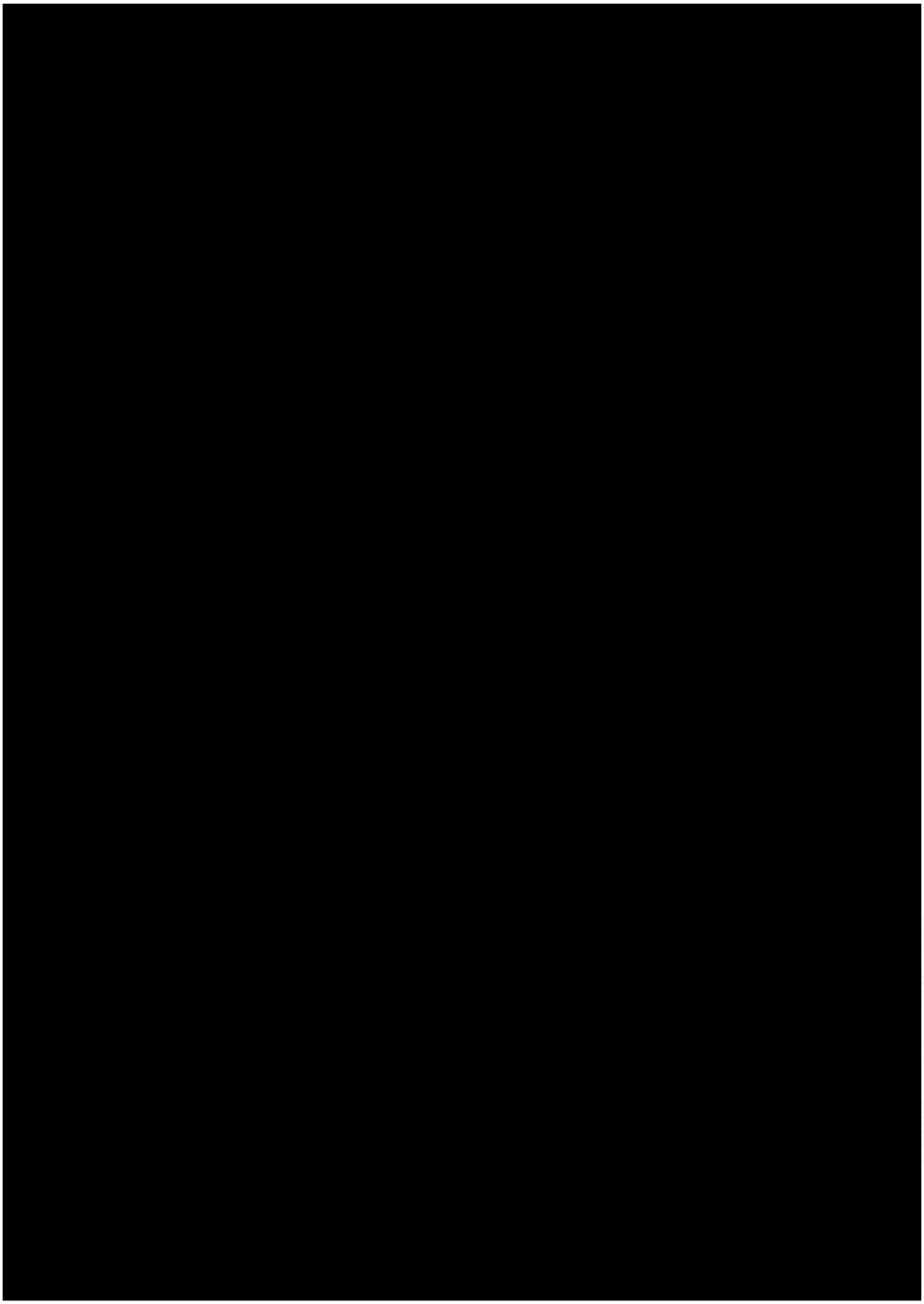




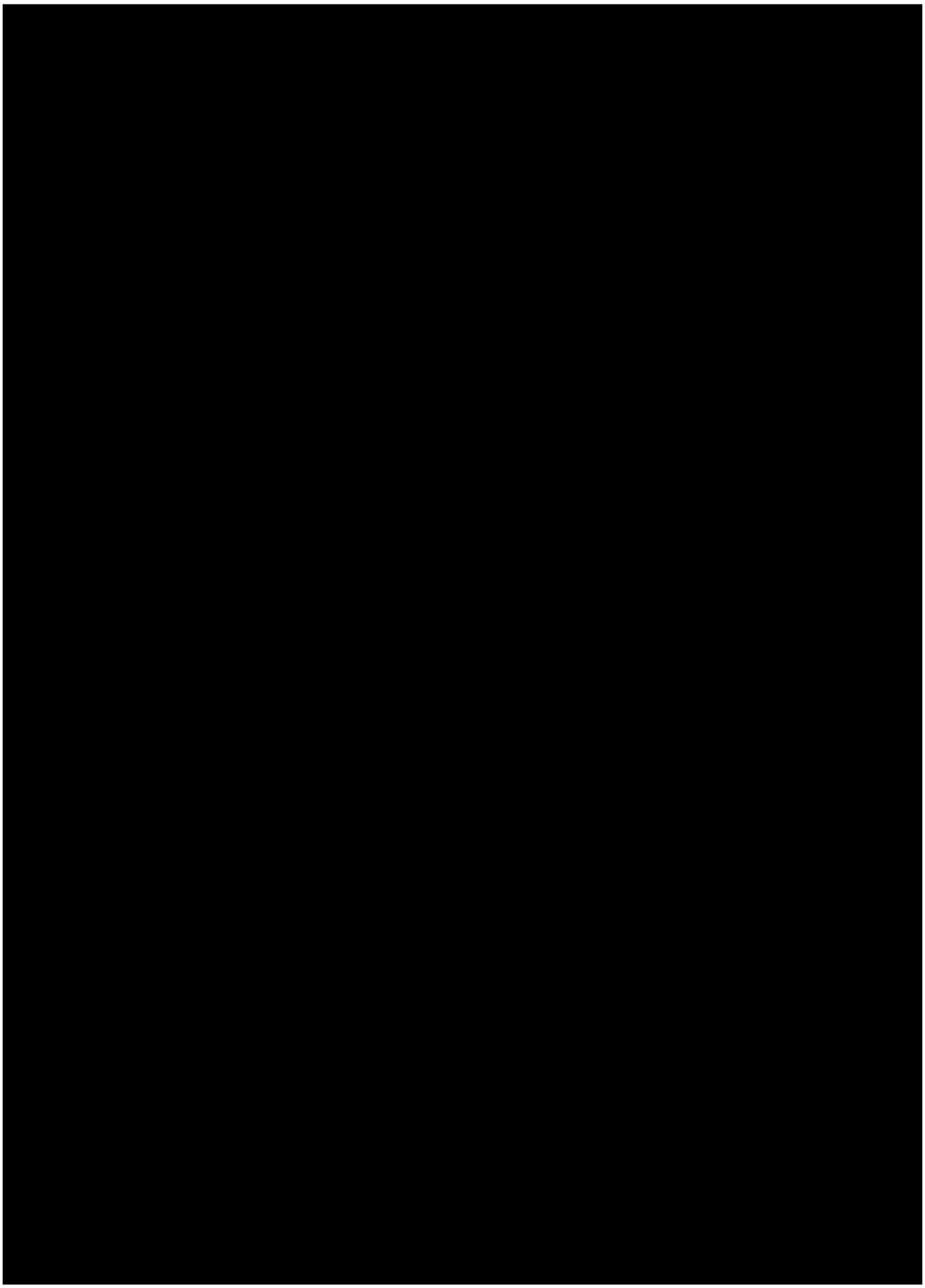


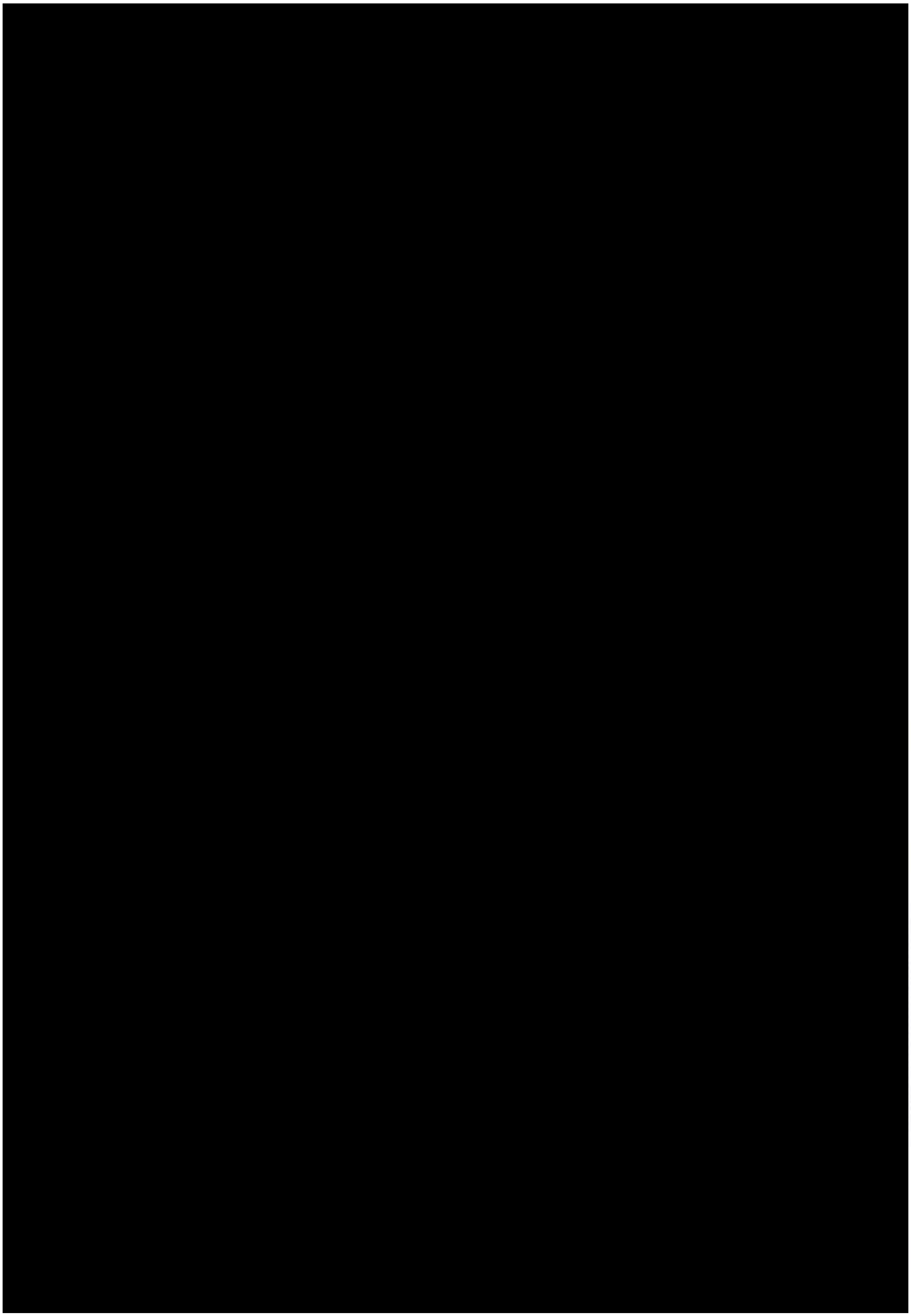


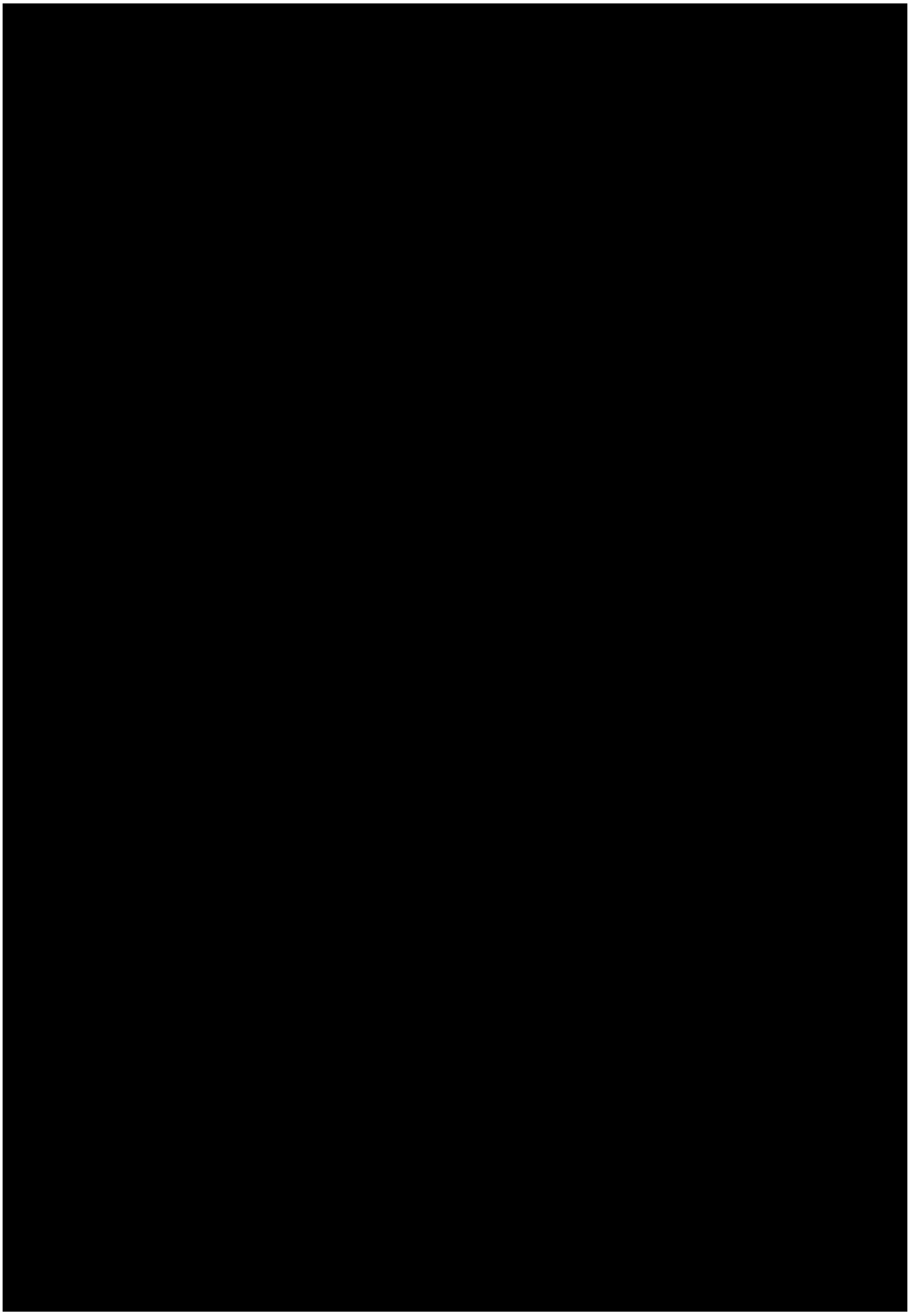




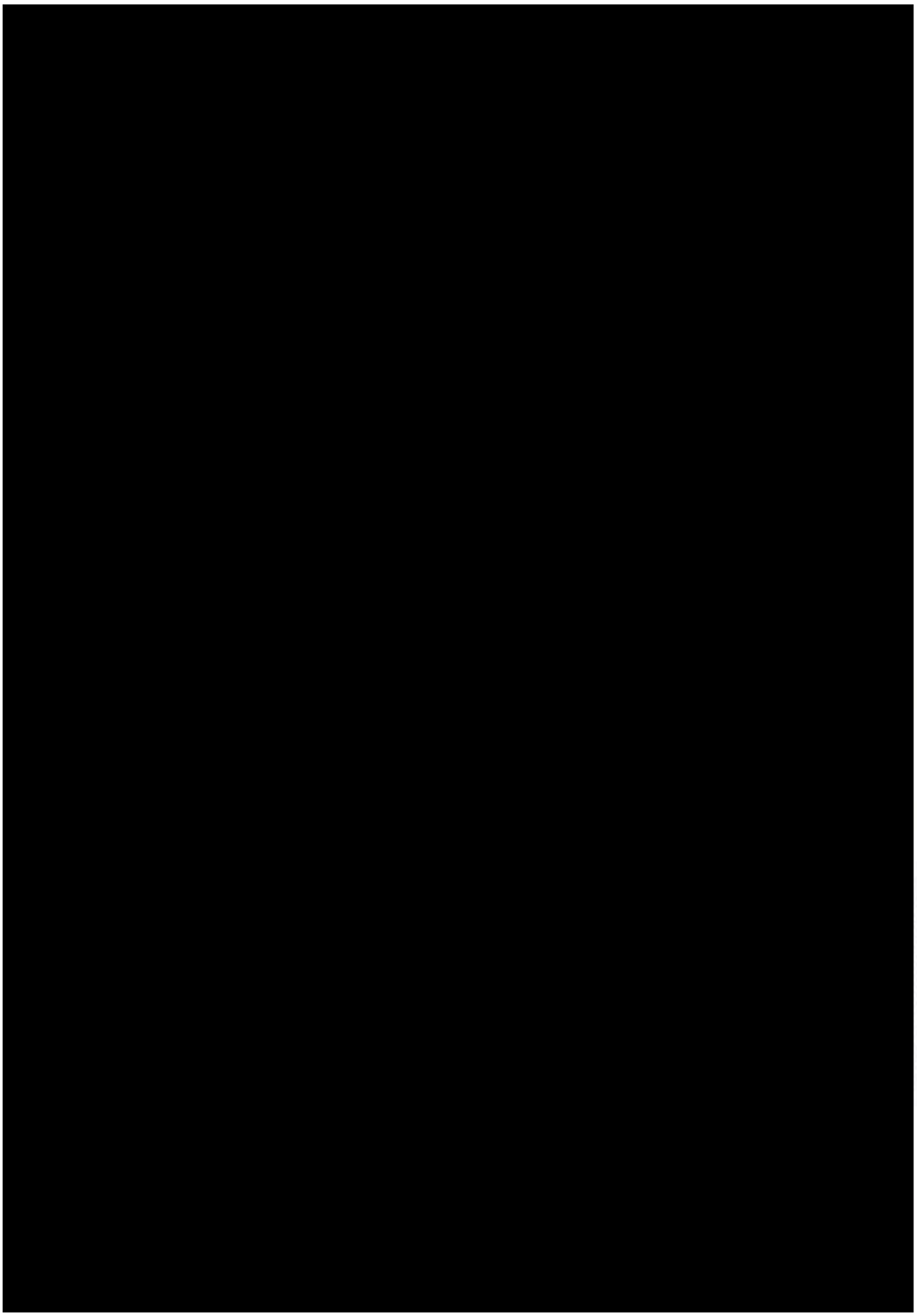
Annexe. 10. Cartes de répartition 2018 de Gentiana pneumonanthe sur l'ensemble des périmètres de trois sites.

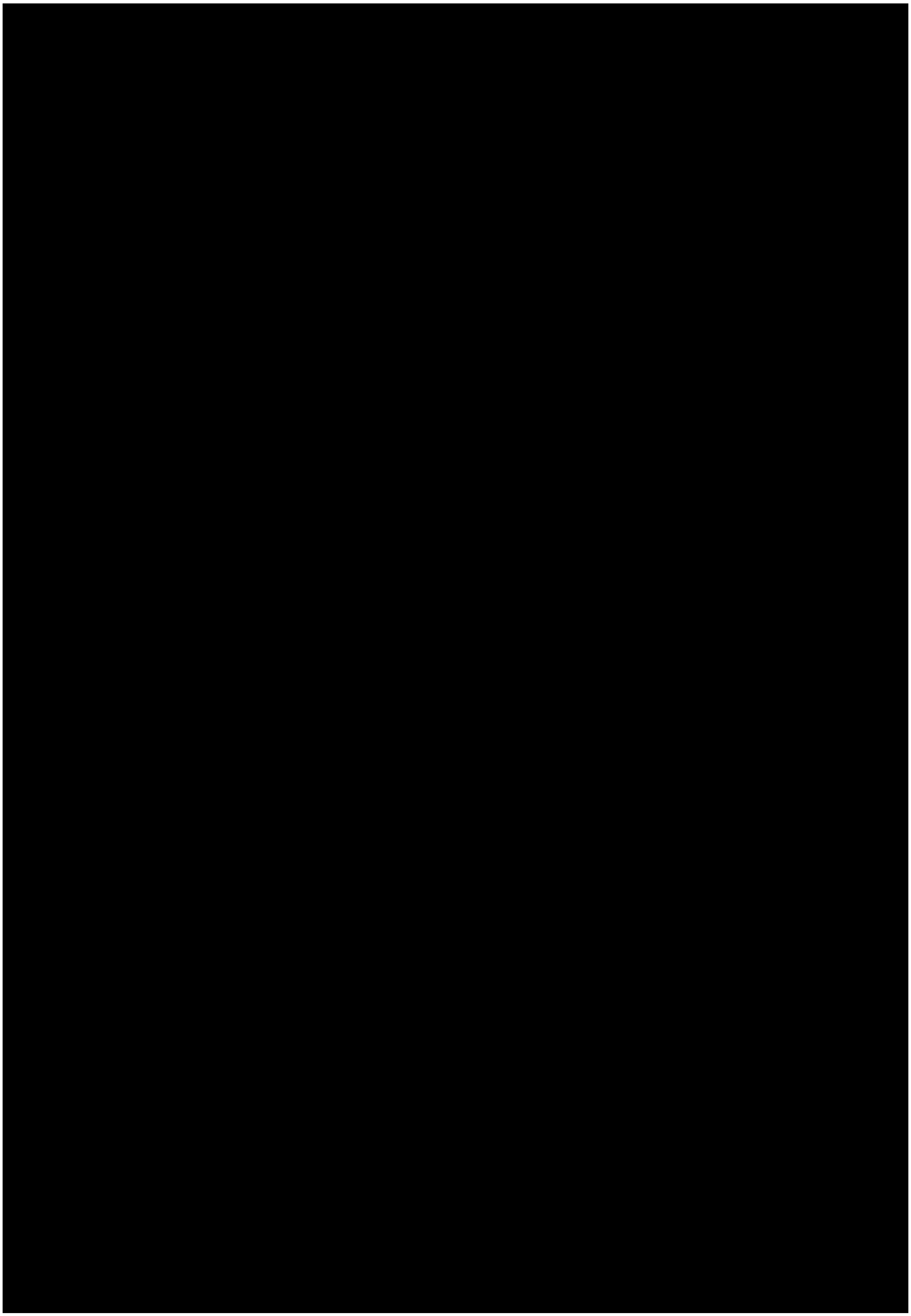


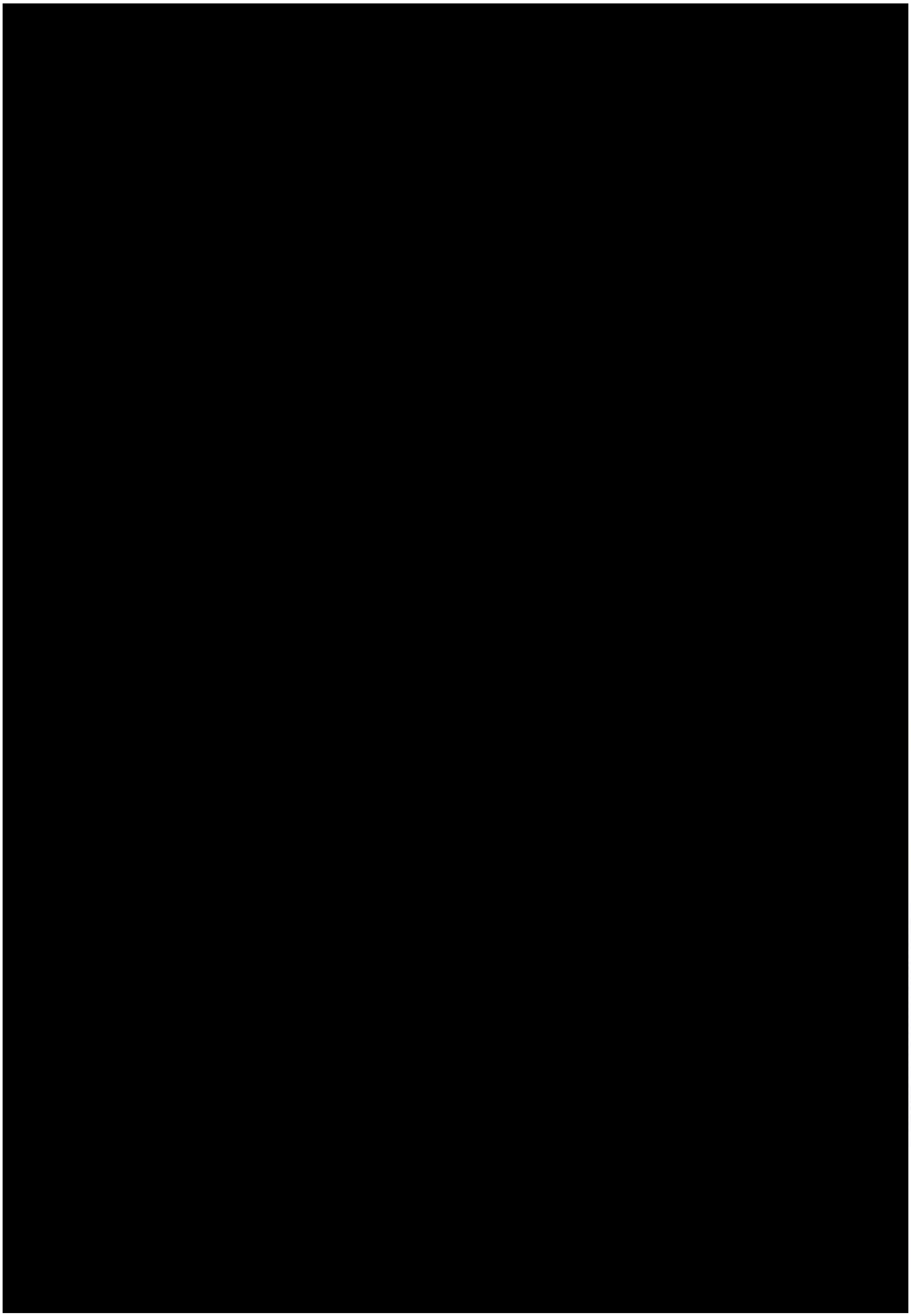


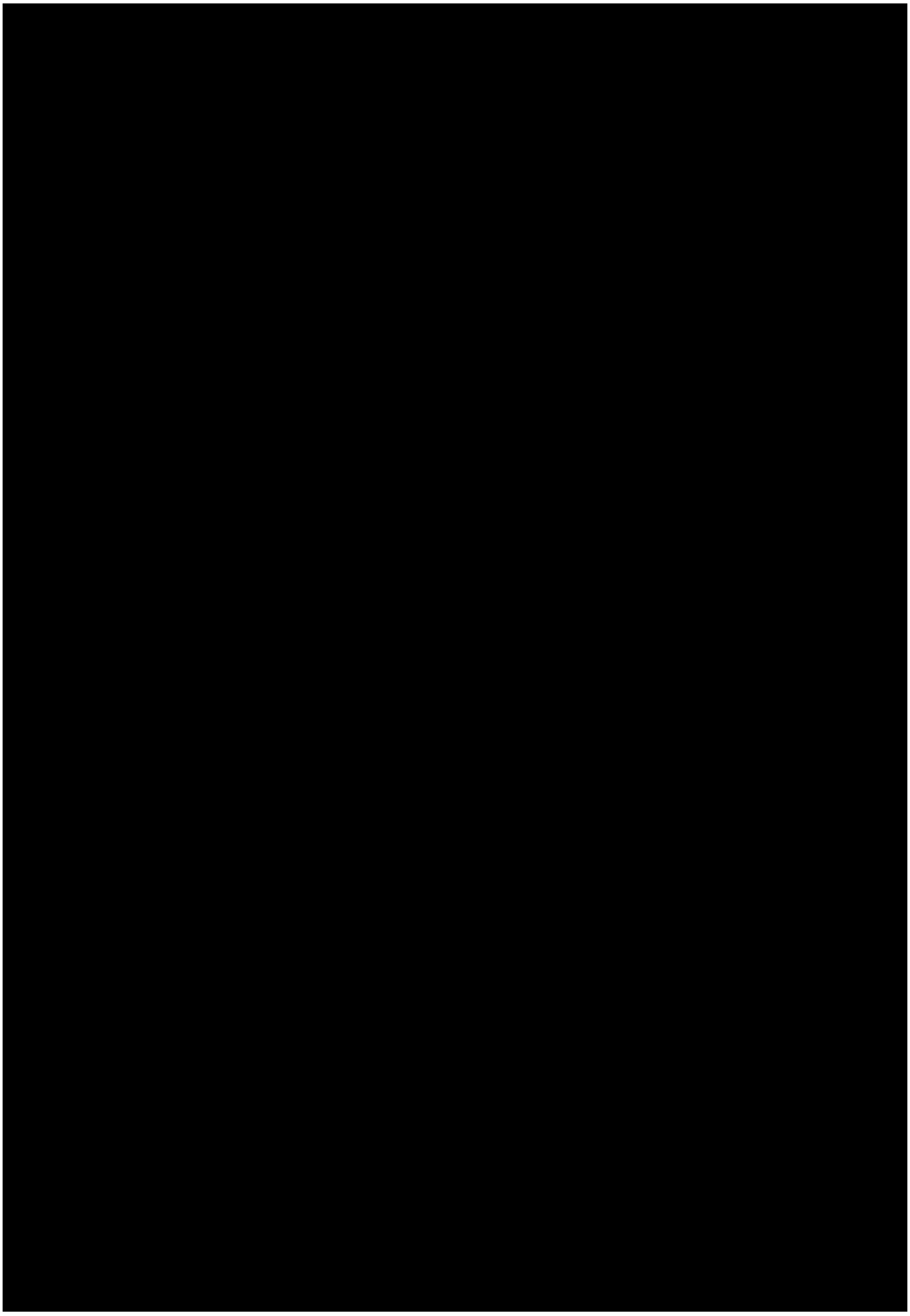


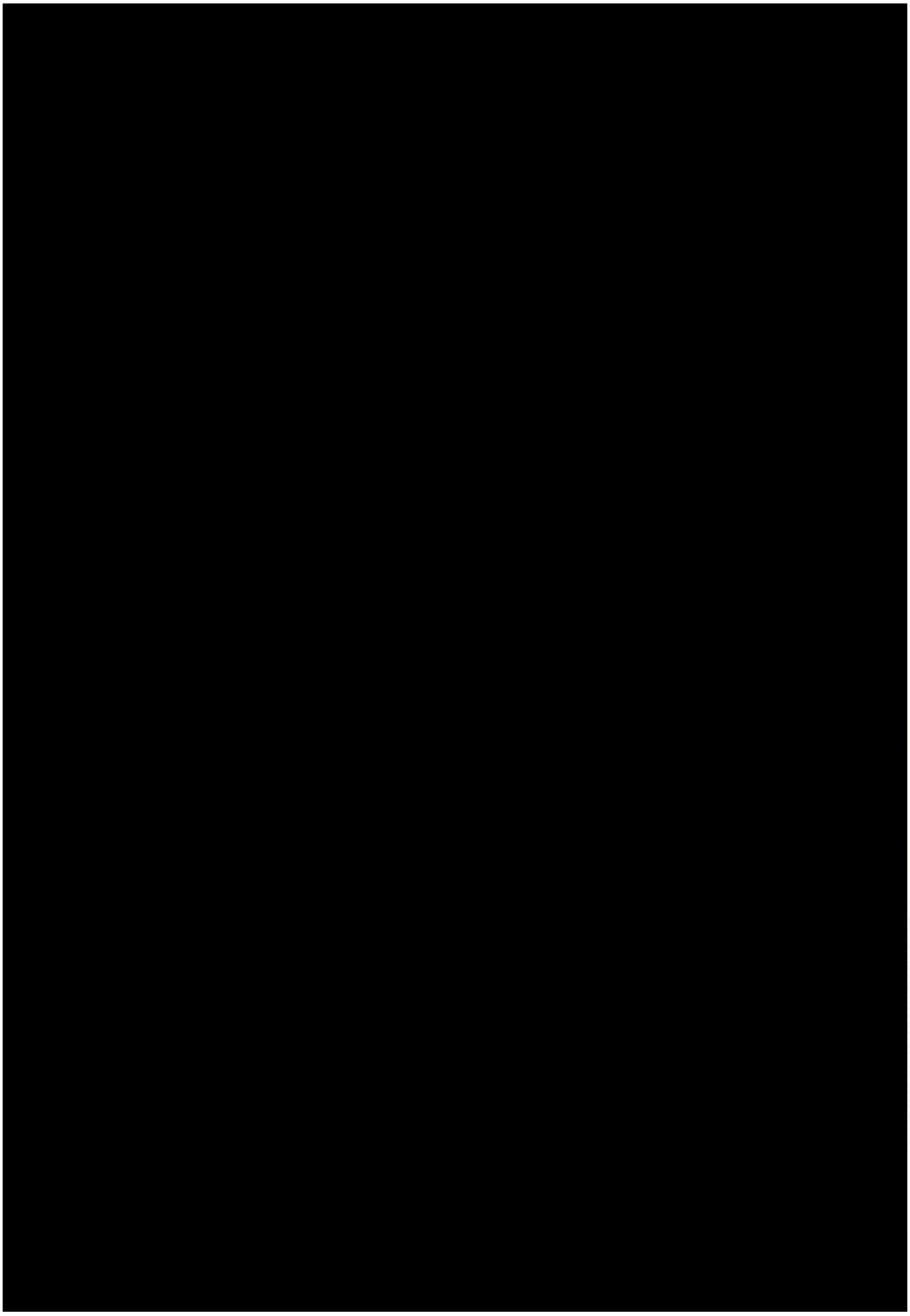
Annexe. 11. Positionnement des transects de suivis de Vipère péliade.

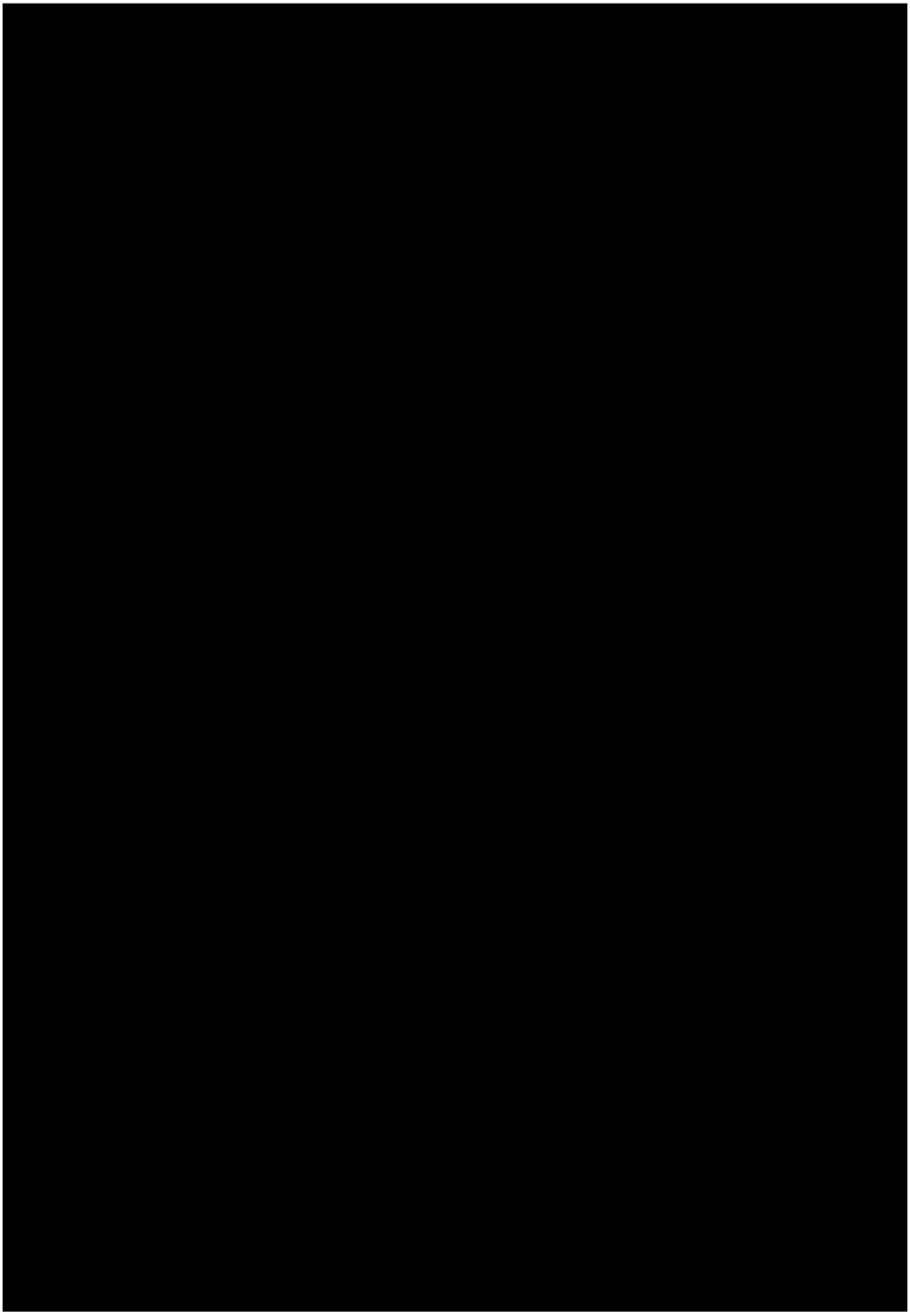


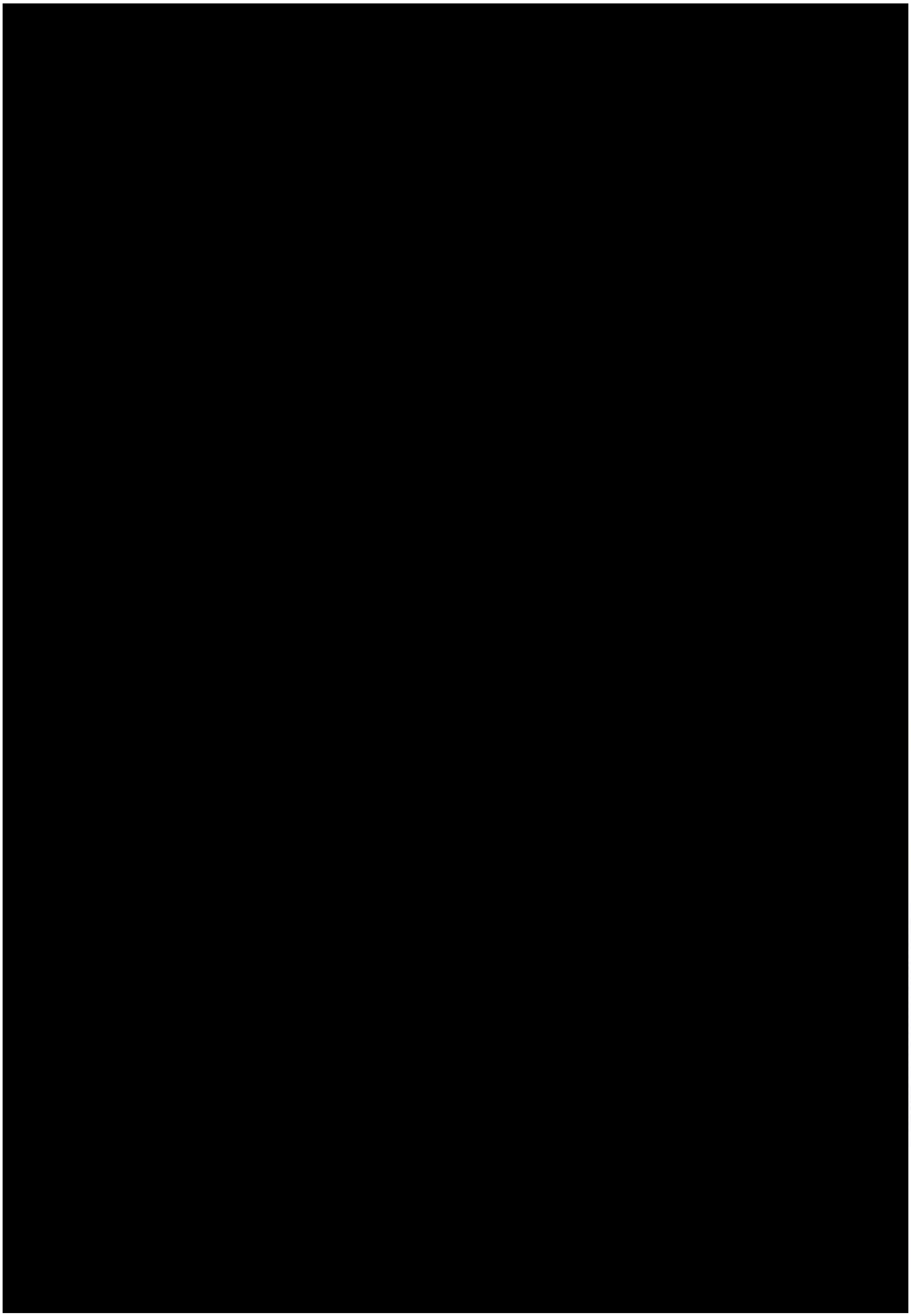


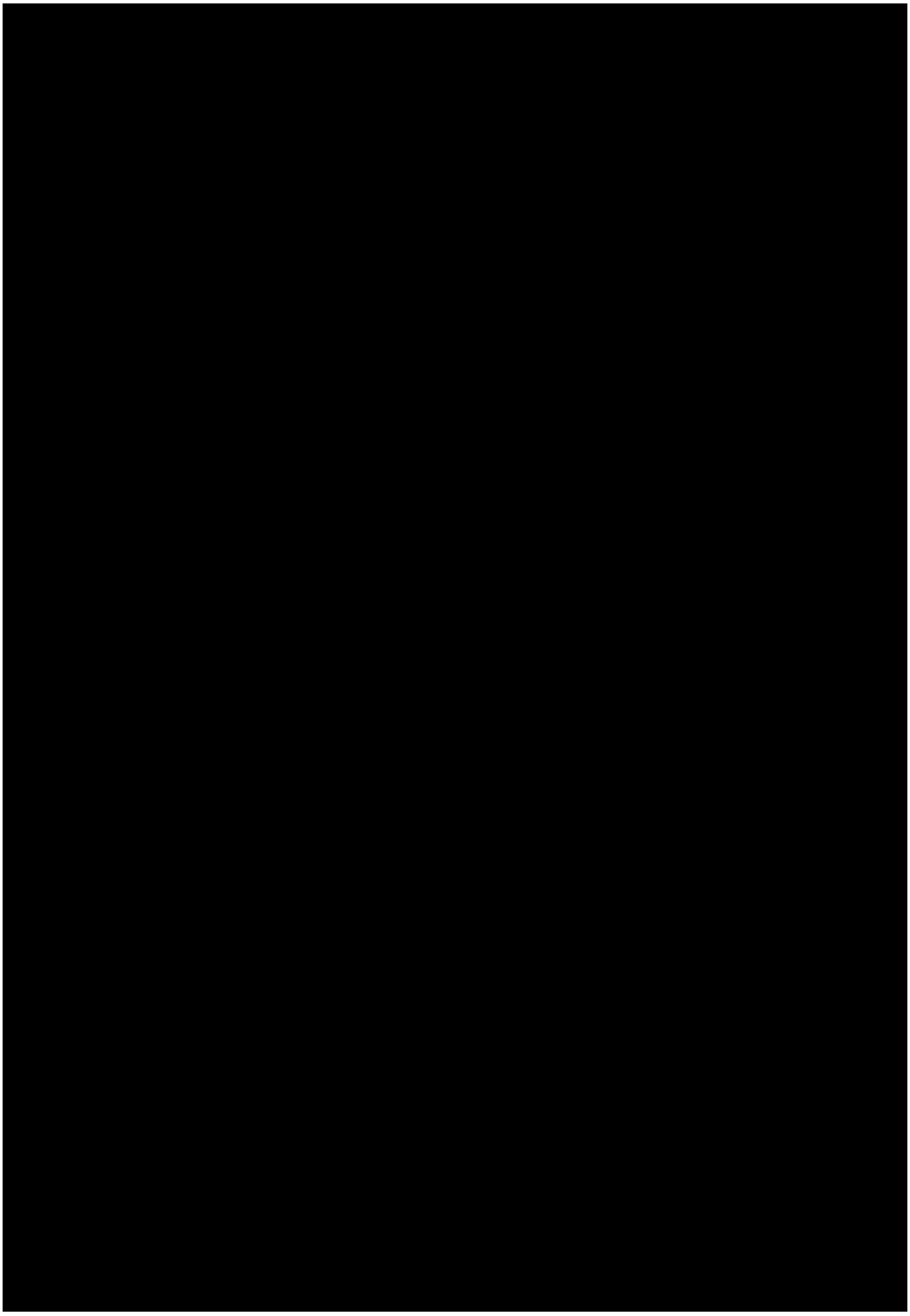


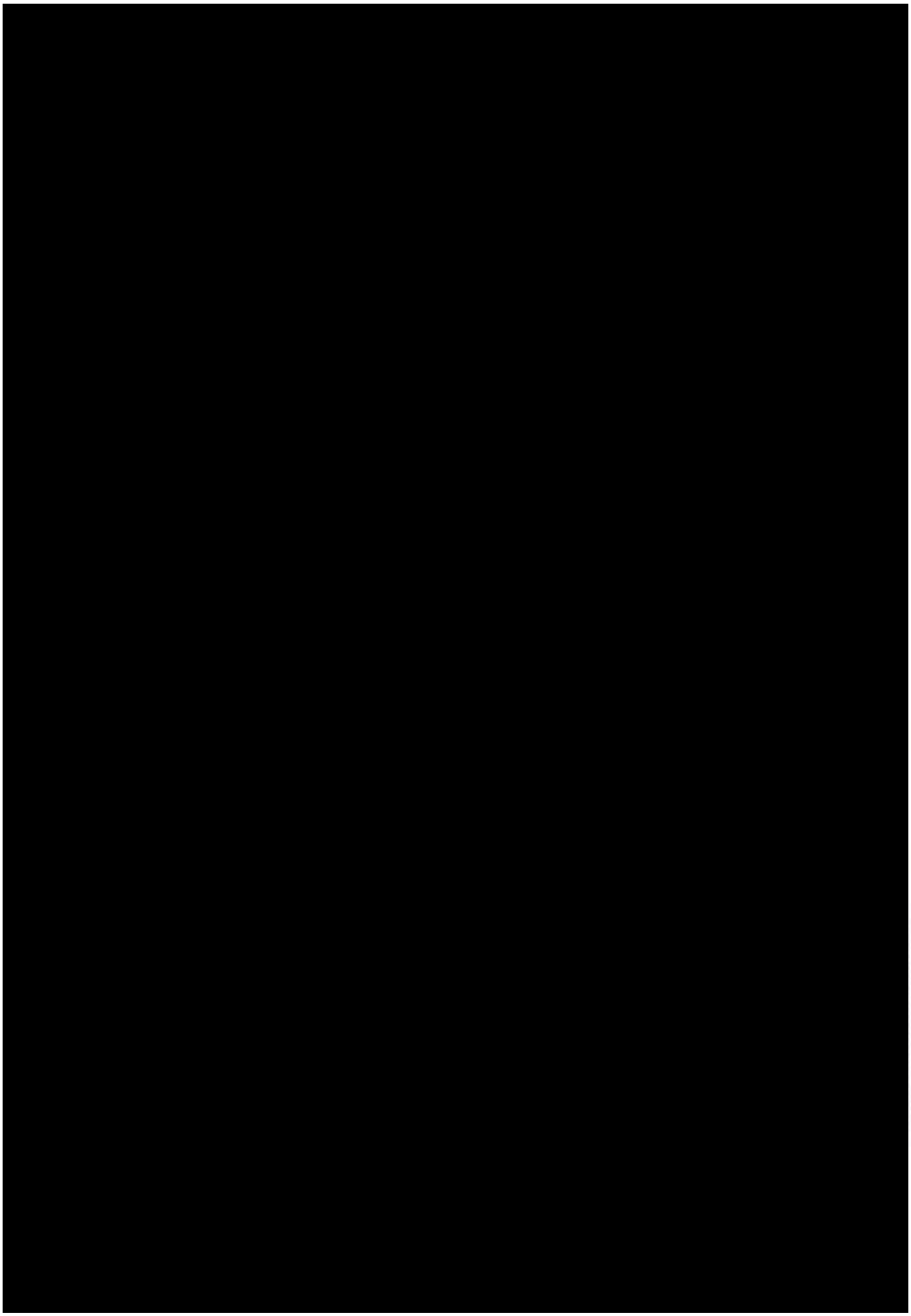


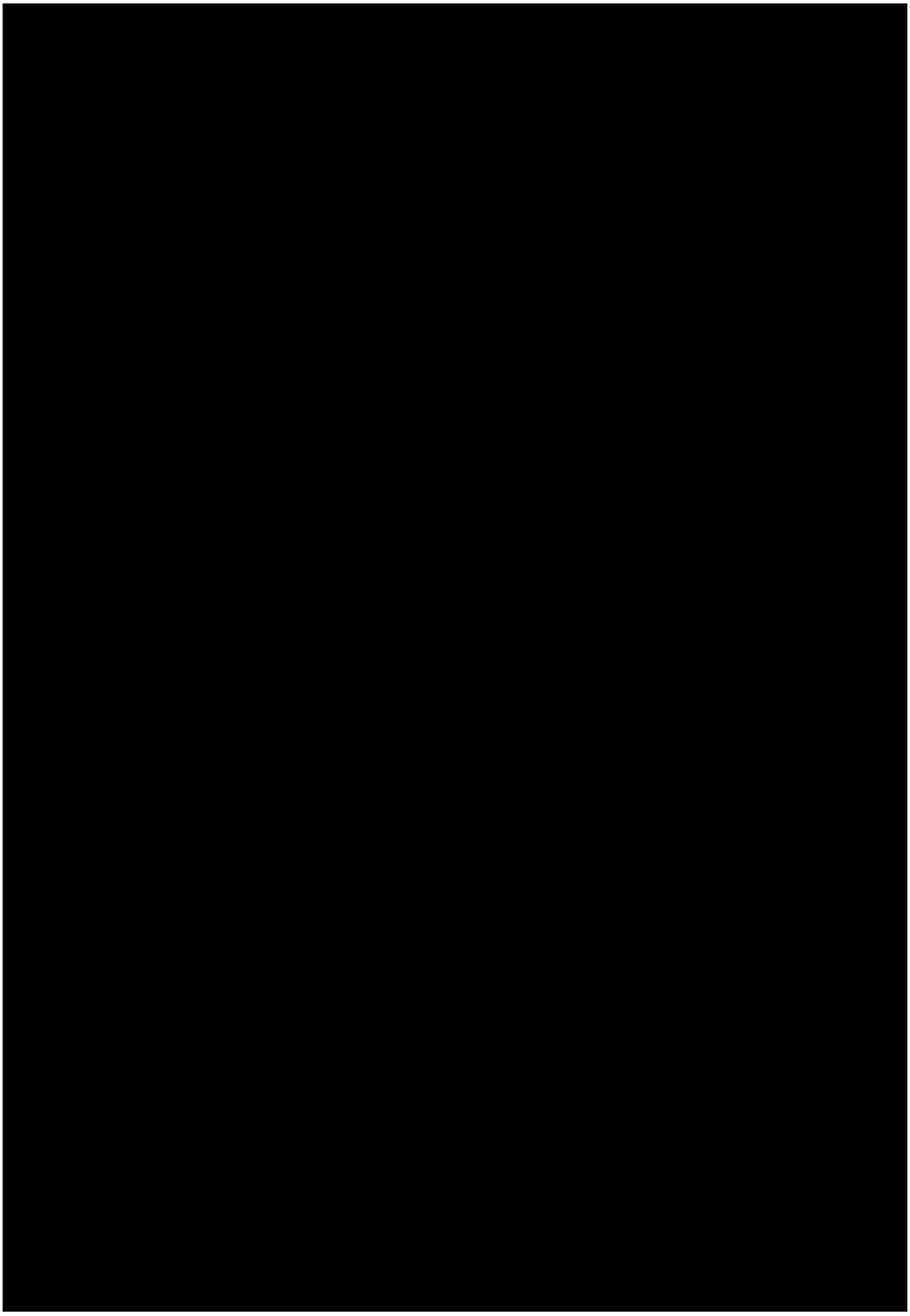


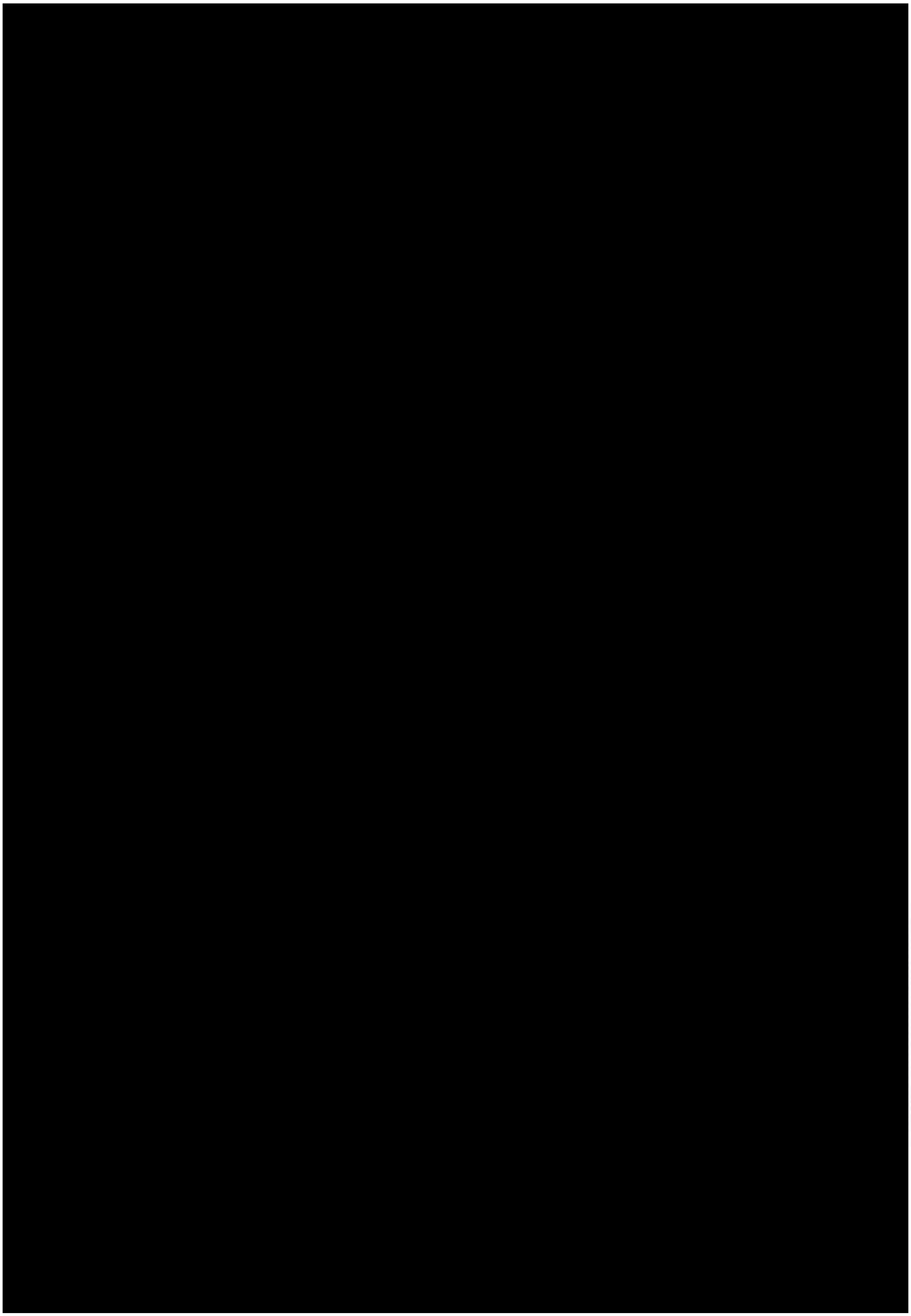


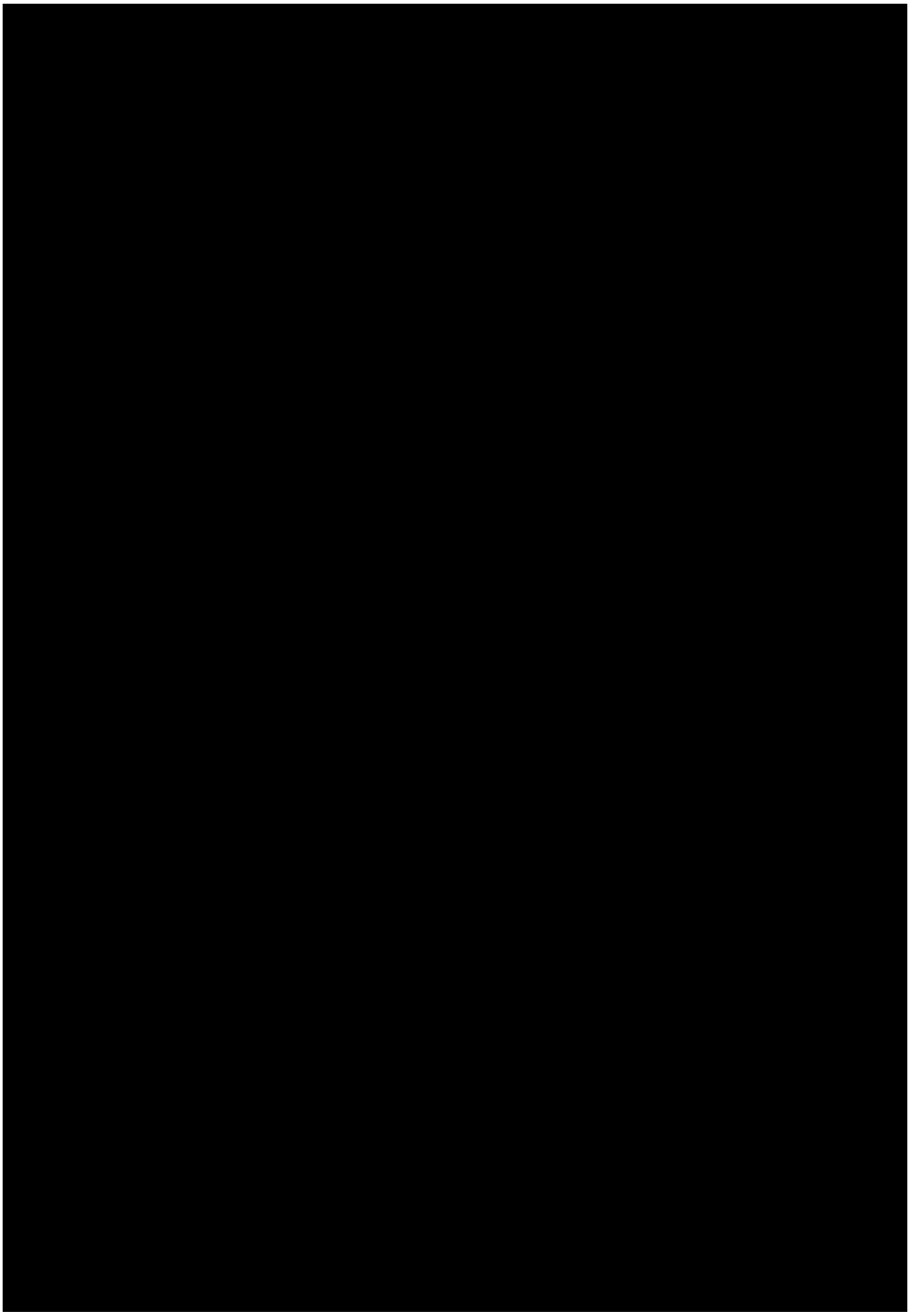


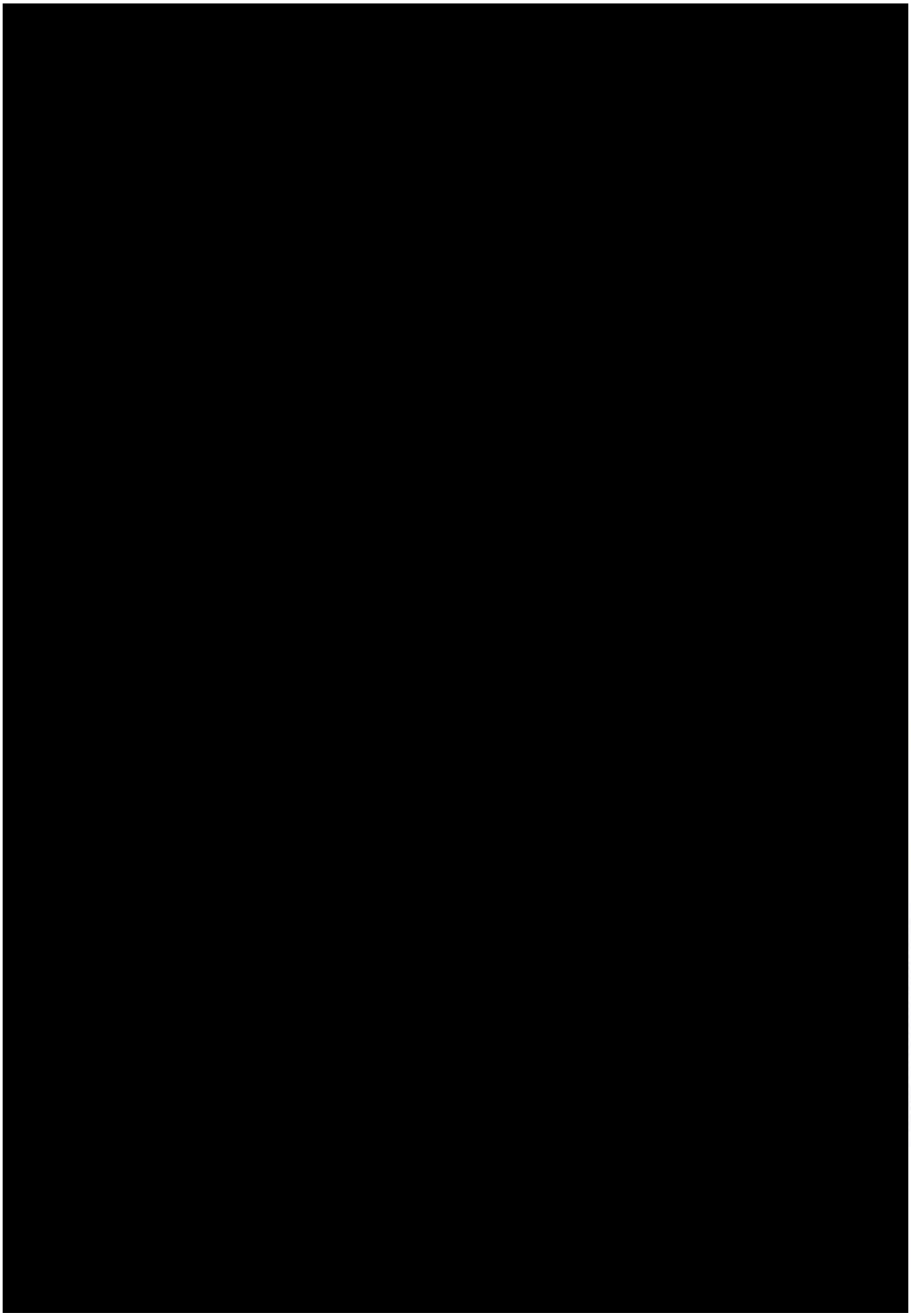


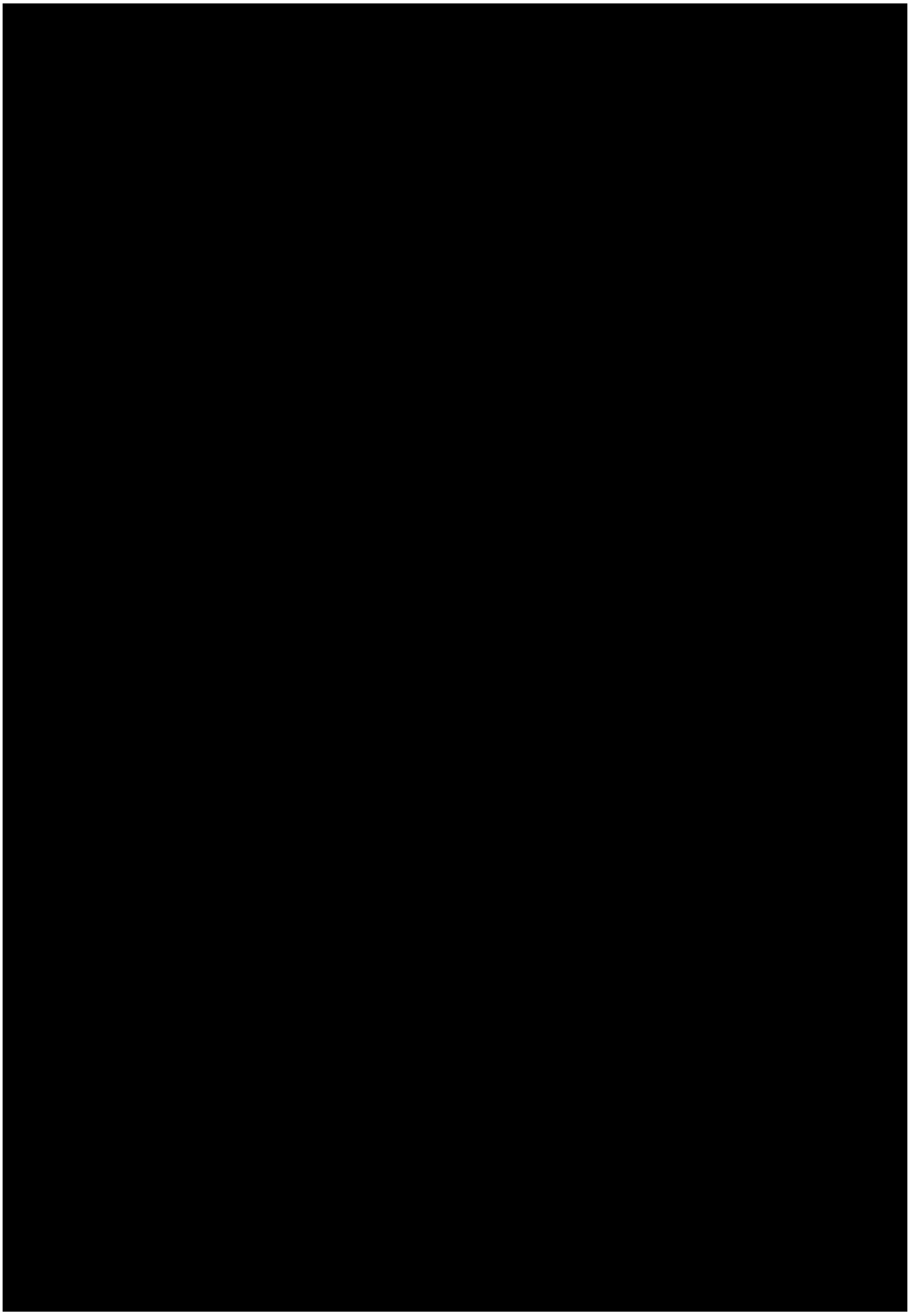


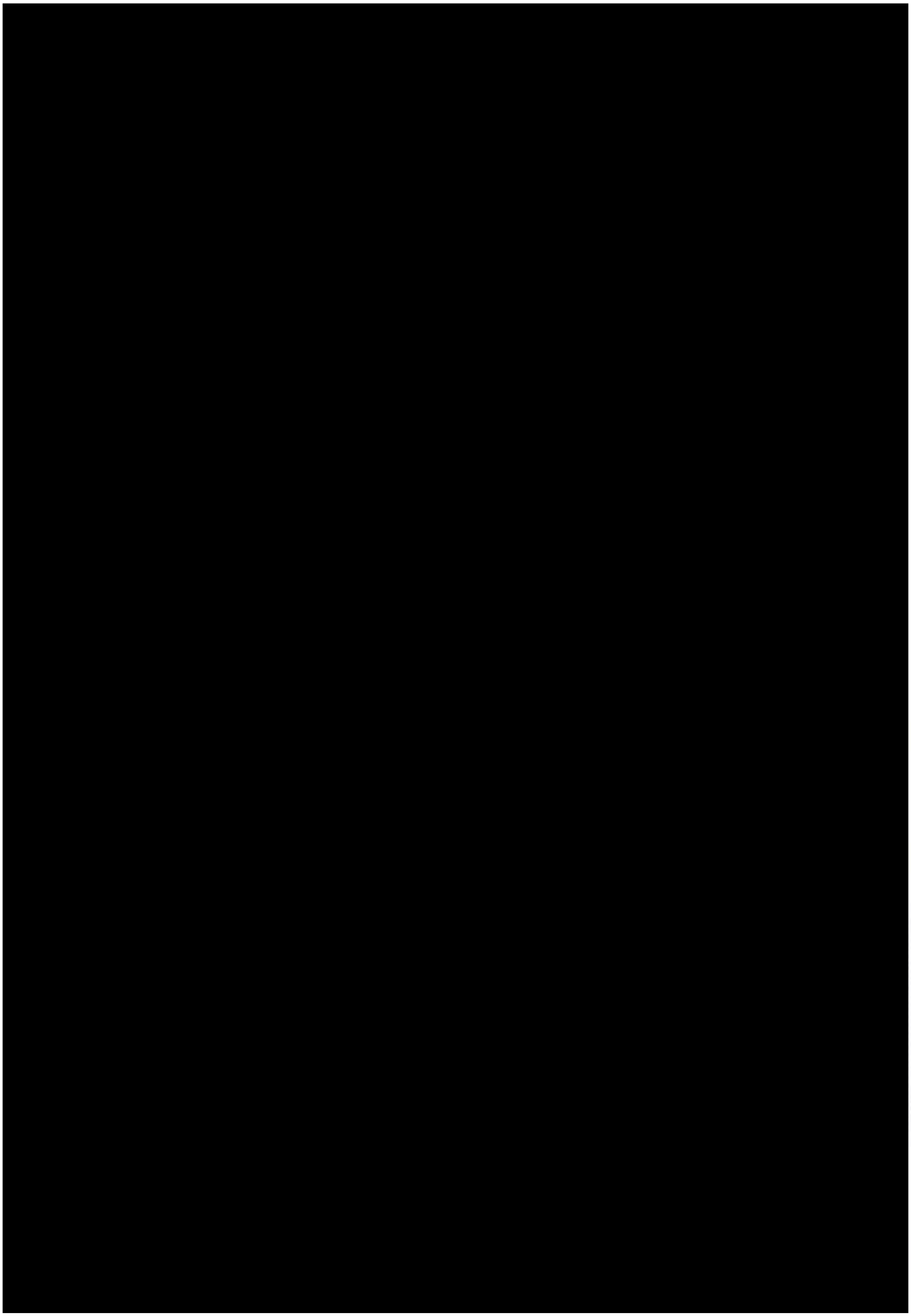


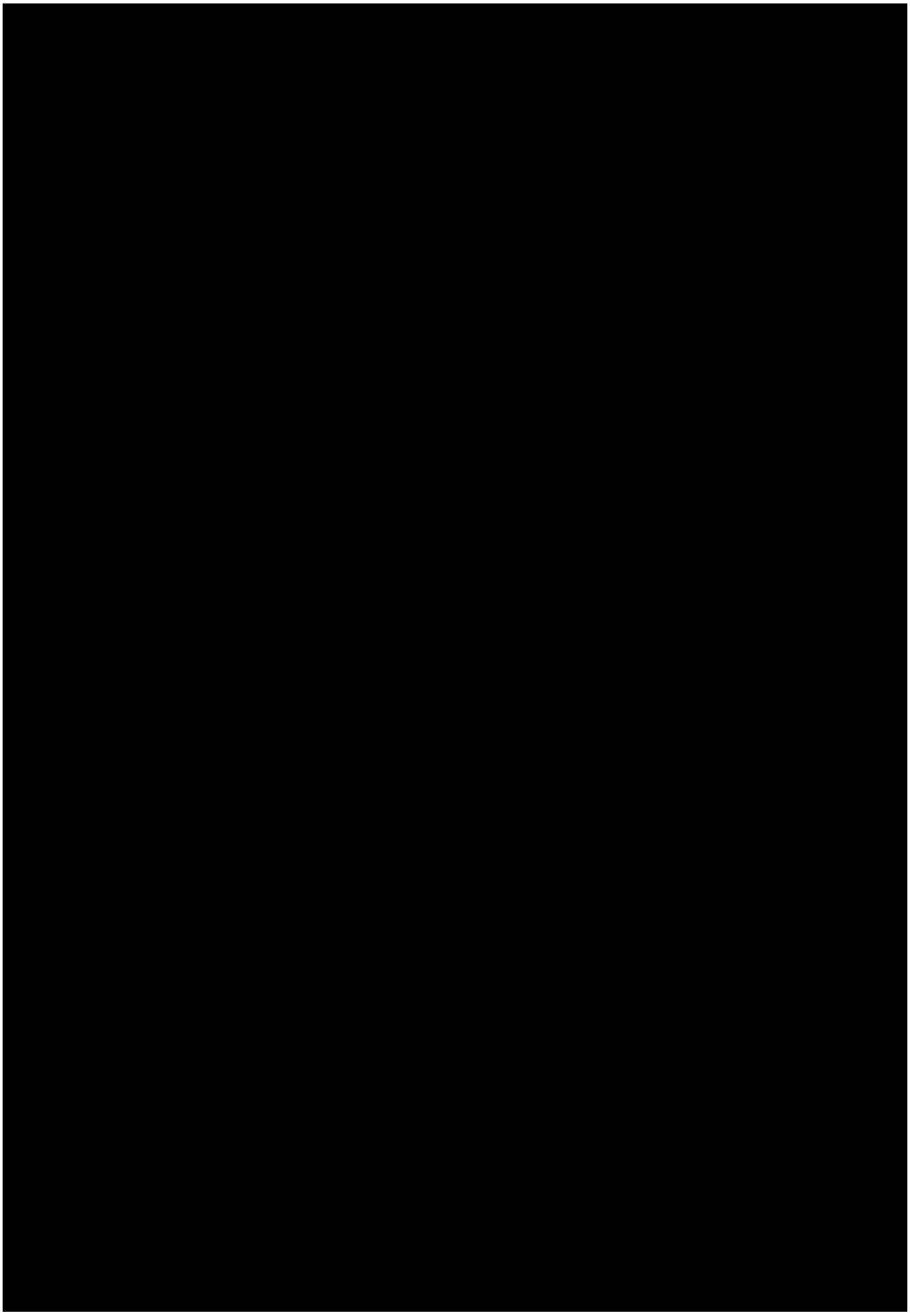


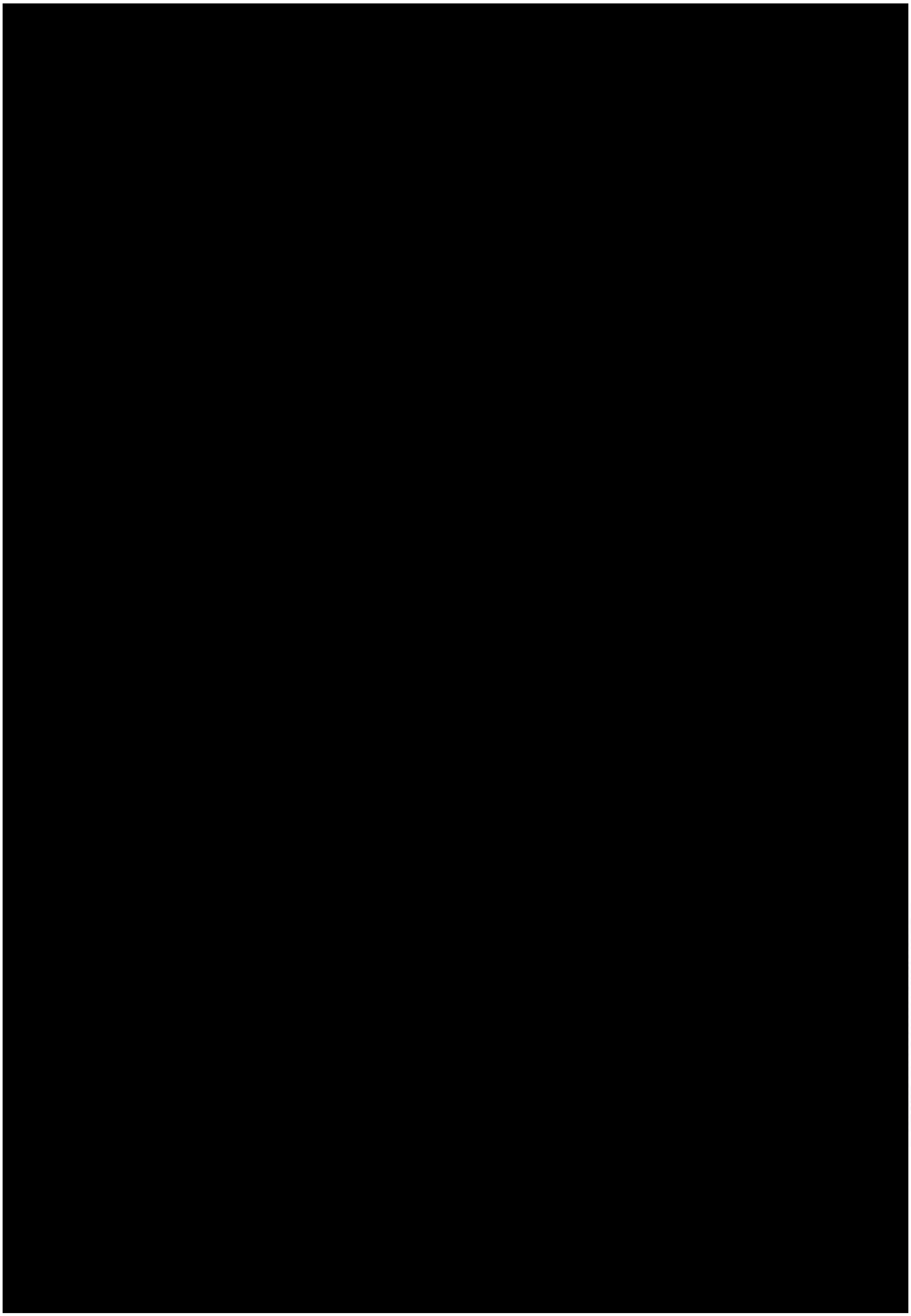


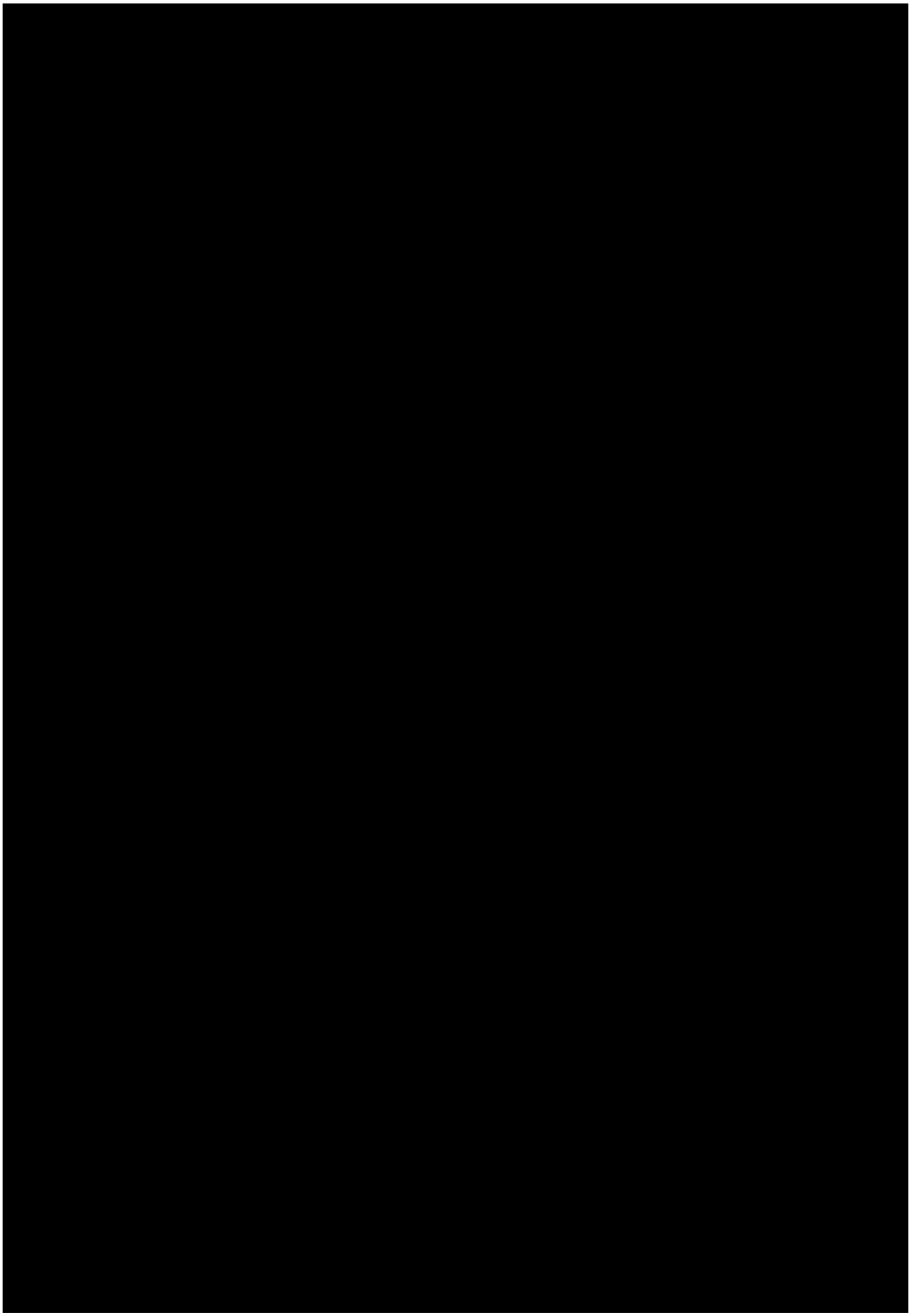




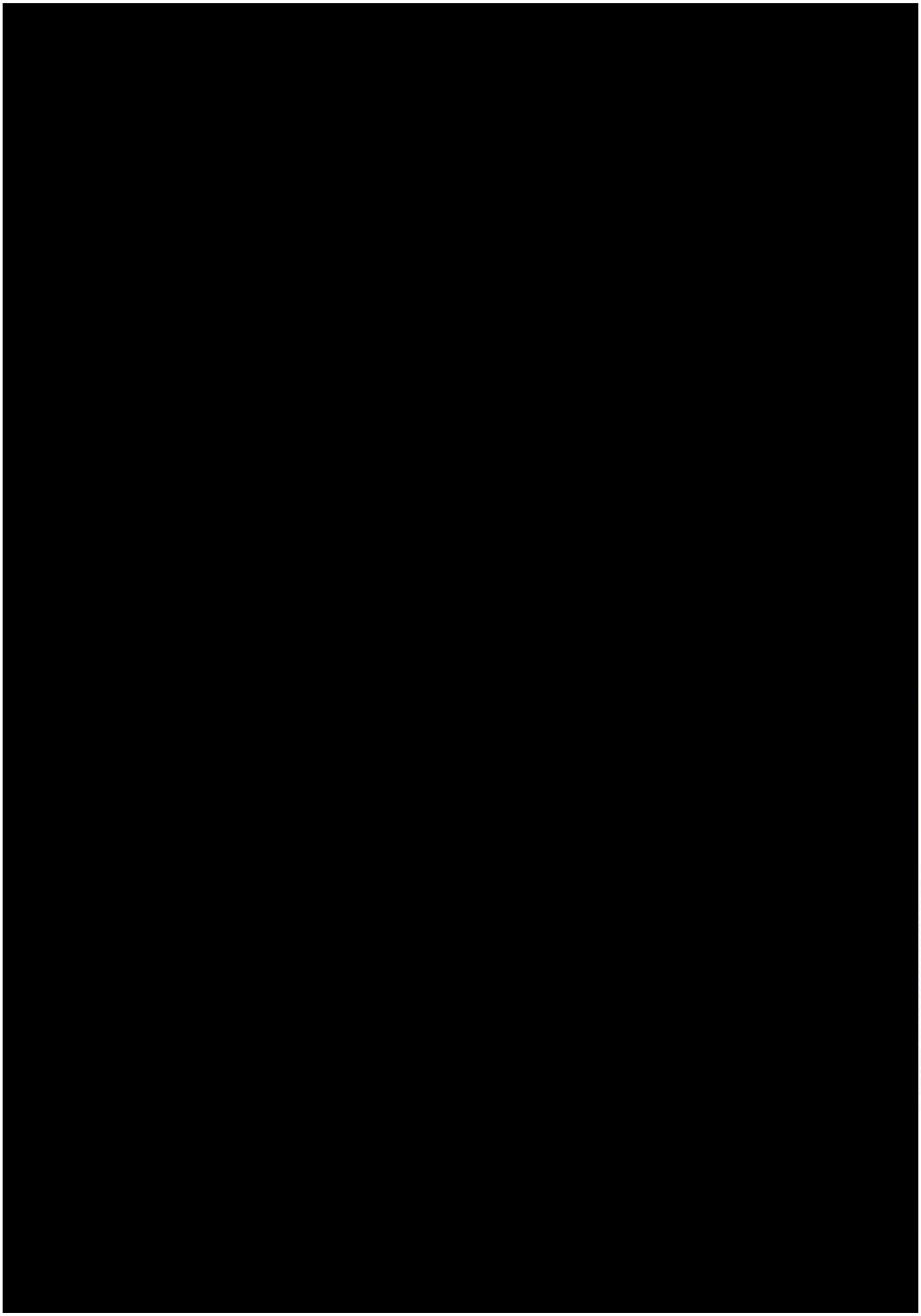


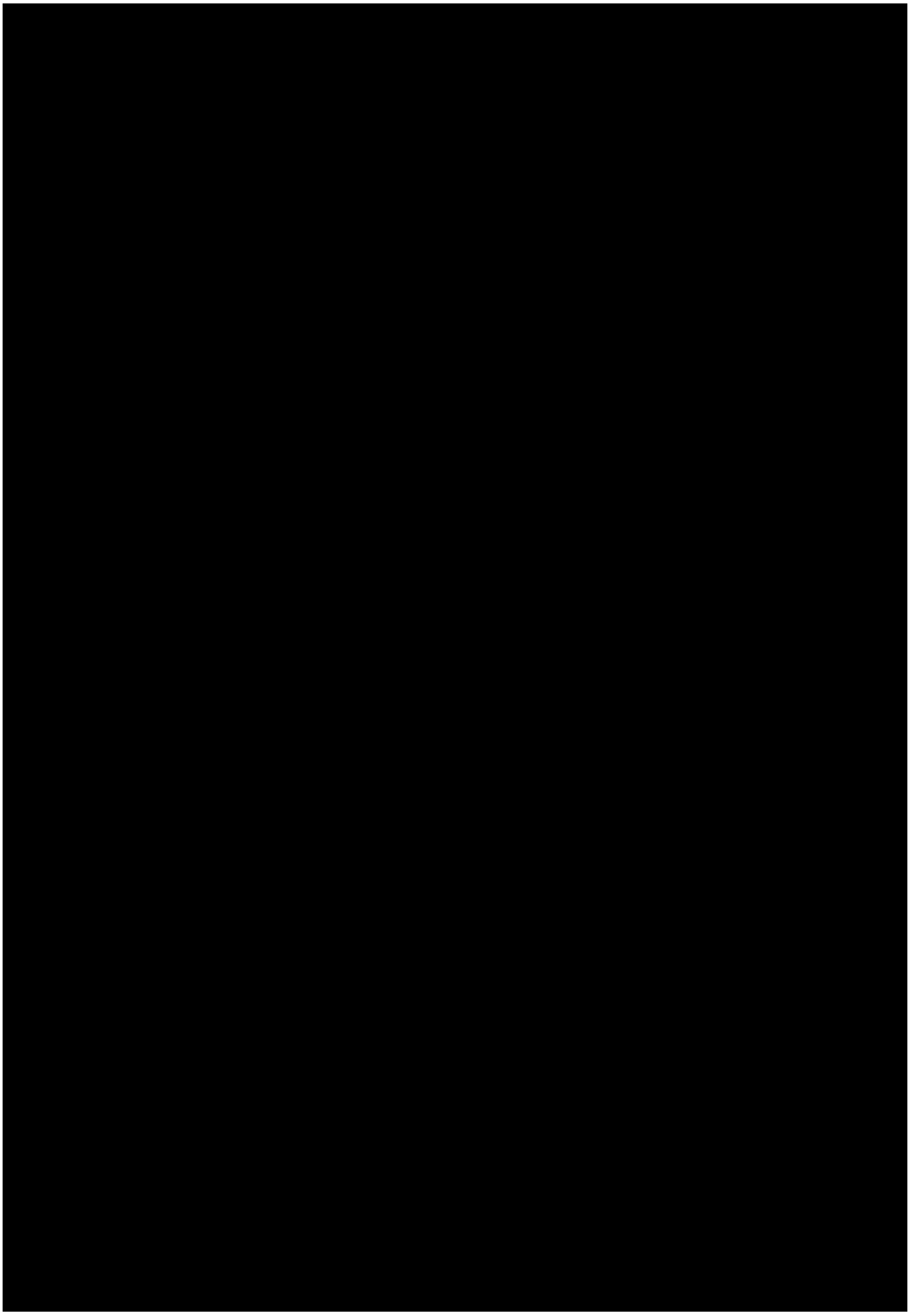


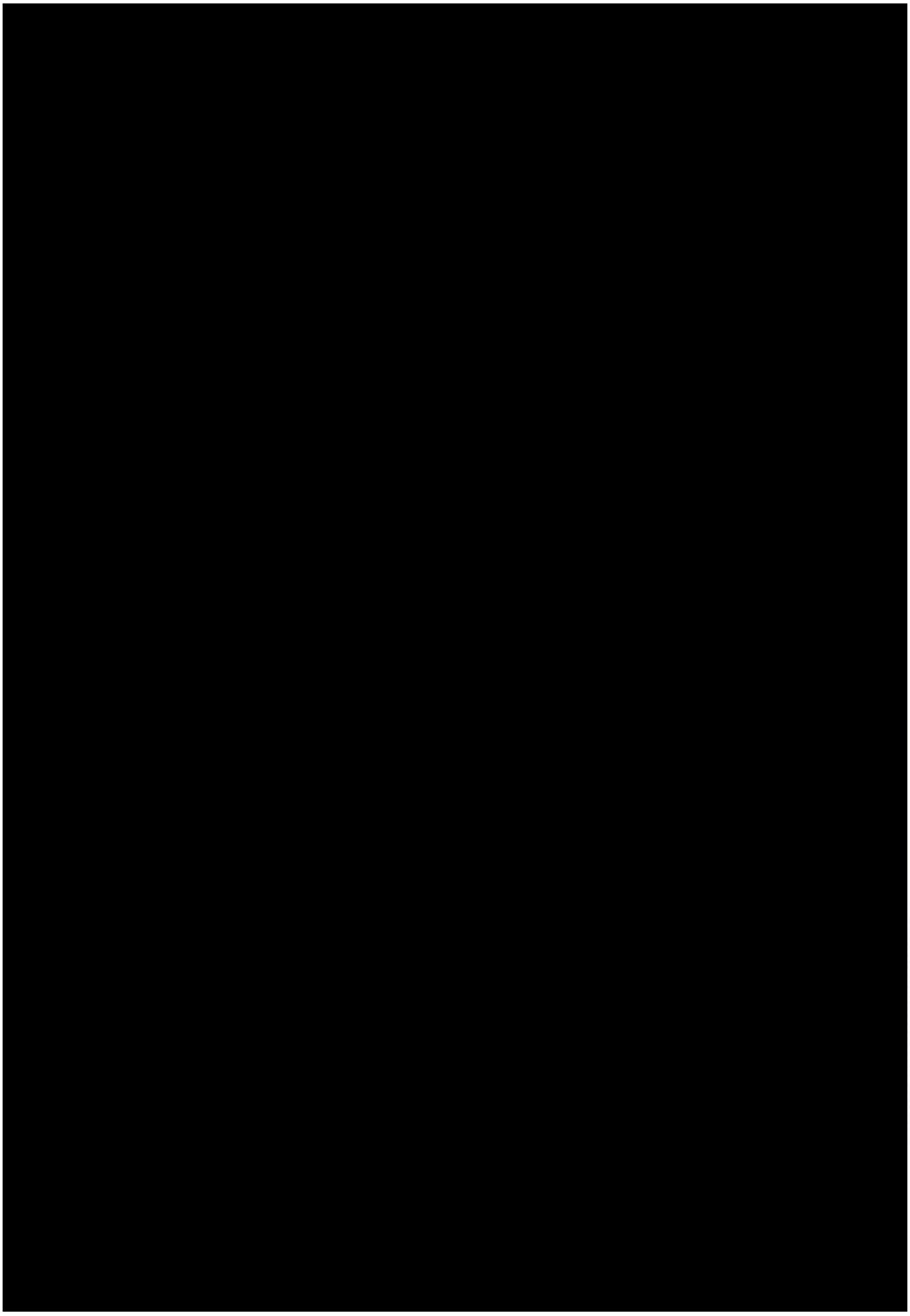


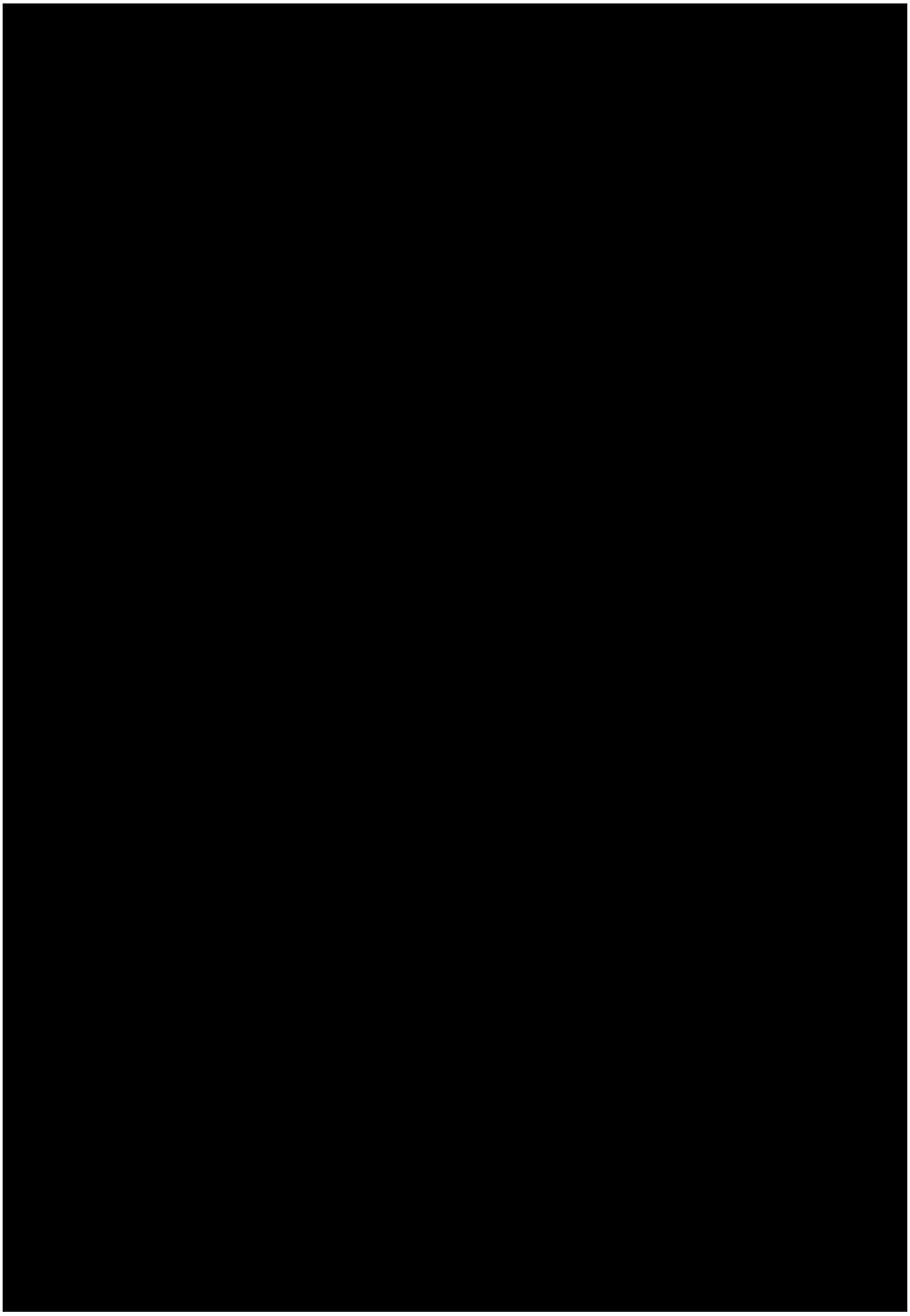


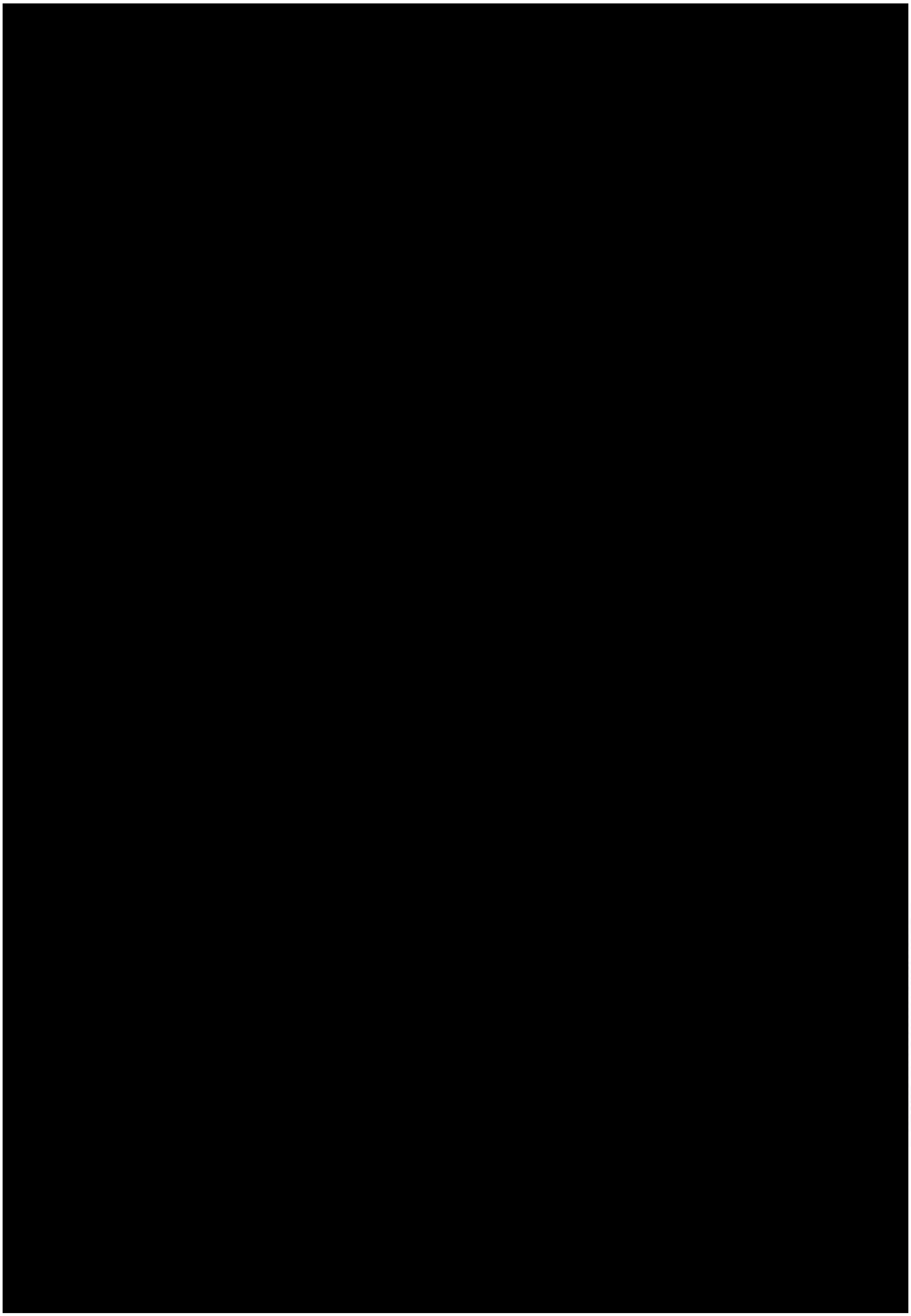
Annexe. 12. Cartes de localisation des dispositifs de suivi des lagunes

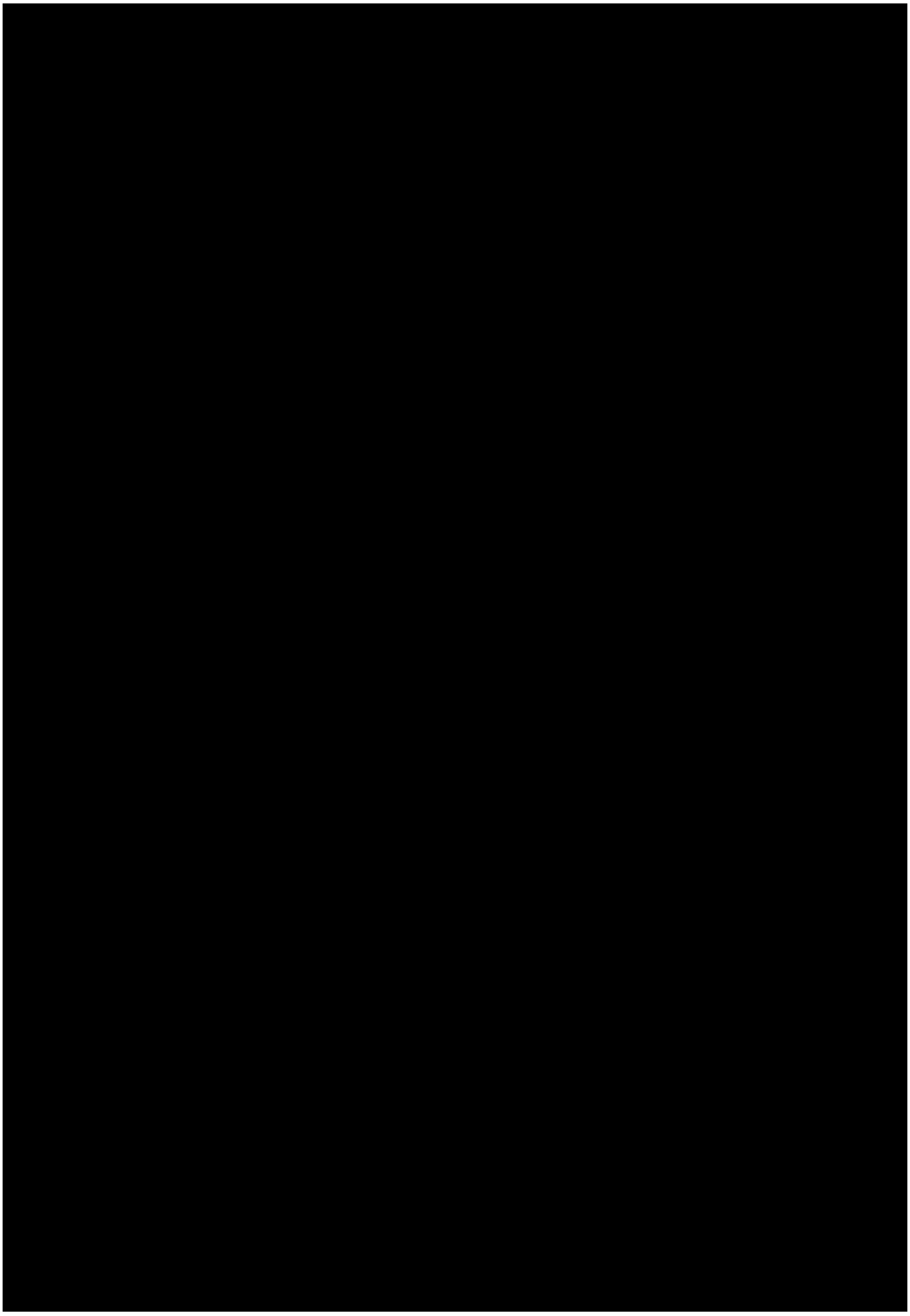


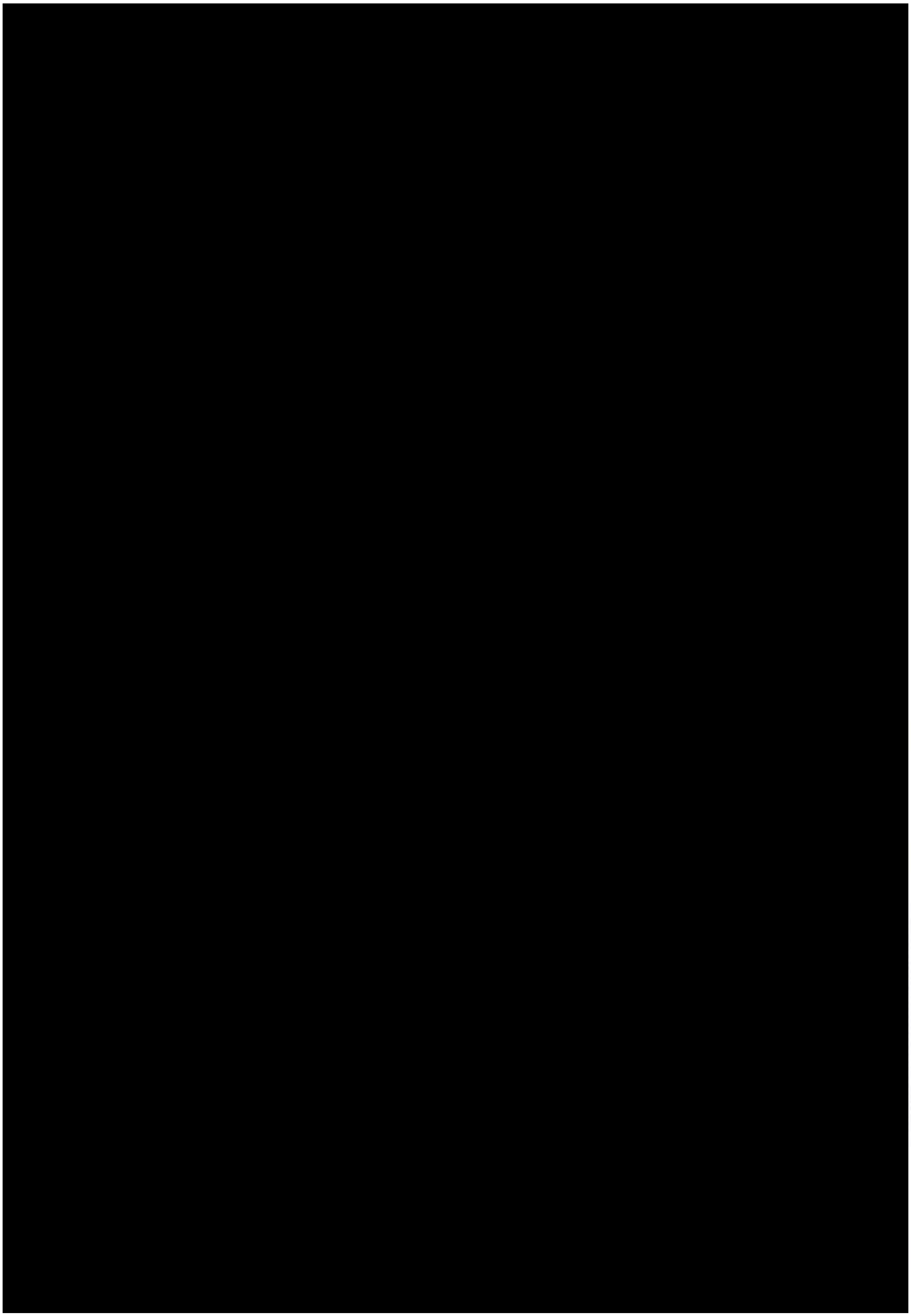


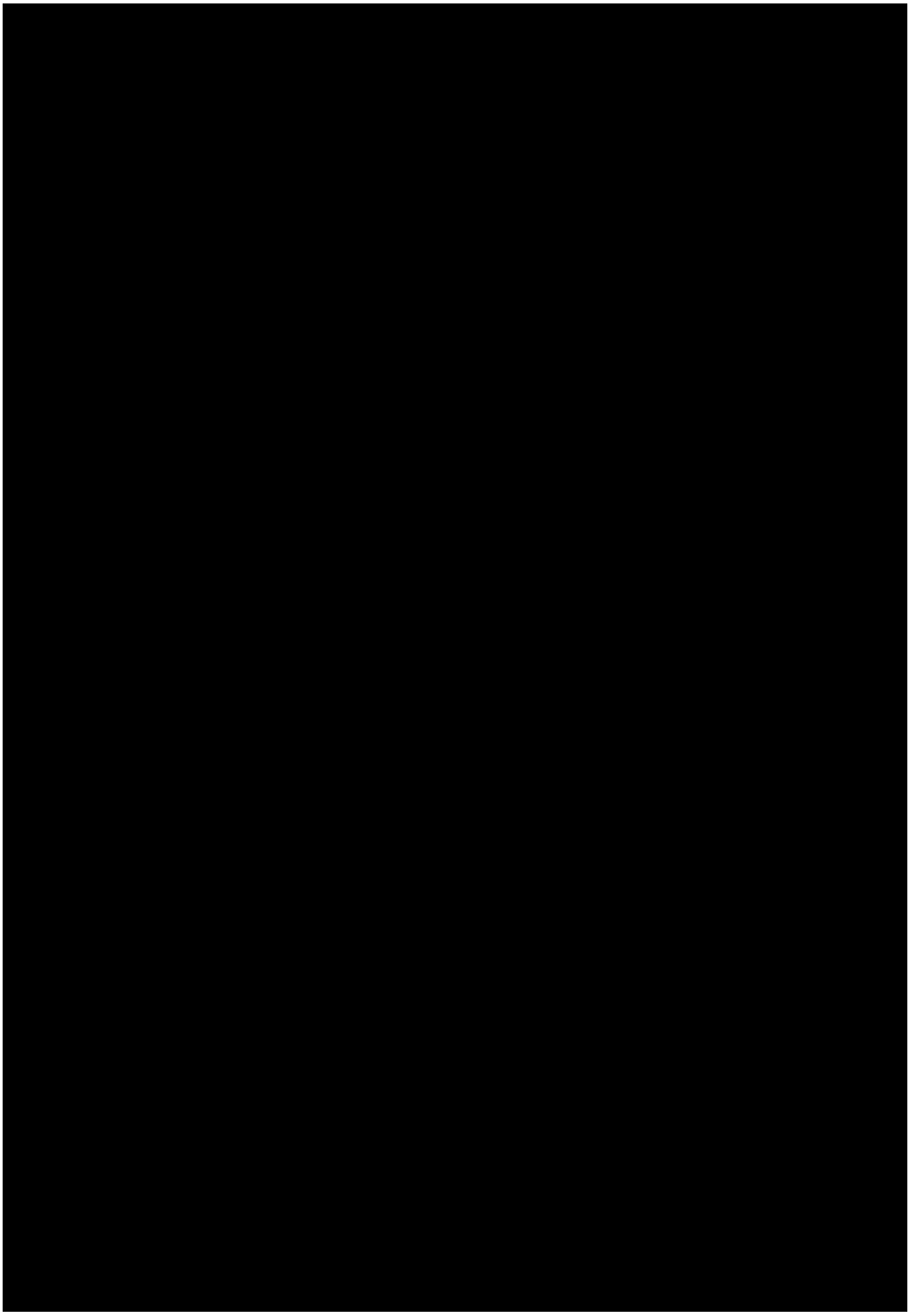












Annexe. 13. Flore recensées sur les sites de lagunes du plateau landais

- Site de Callen (Callen, 40)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018
Betula pendula Roth, 1788	2018
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	2018
Drosera intermedia Hayne, 1798	2018
Drosera rotundifolia L., 1753	2000
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018
Erica scoparia L., 1753	2018
Erica tetralix L., 1753	2018
Eriophorum angustifolium Honck., 1782	2018
Frangula alnus Mill., 1768	2018
Genista anglica L., 1753	1999
Gentiana pneumonanthe L., 1753	1999
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018
Hypericum elodes L., 1759	2018
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	2018
Juncus bulbosus L., 1753	2018
Juncus effusus L., 1753	2018
Lindernia dubia (L.) Pennell, 1935	2018
Luzula multiflora (Ehrh.) Lej., 1811	2000
Lysimachia vulgaris L., 1753	2018
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018
Myrica gale L., 1753	2018
Narthecium ossifragum (L.) Huds., 1762	2000
Pinus pinaster Aiton, 1789	2000
Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	1999
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805	2018
Salix atrocinerea Brot., 1804	2018
Schoenus nigricans L., 1753	2018
Sphagnum L., 1753	2018
Trichophorum cespitosum (L.) Hartm., 1849	1999
Wahlenbergia hederacea (L.) Rchb., 1827	1999

- Lac Troupins (Cabanac-et-Villagrains / Guillos, 33)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018	Ornithopus perpusillus L., 1753	2017
Agrostis capillaris L., 1753	2017	Panicum dichotomiflorum Michx., 1803	2017
Agrostis x murbeckii Fouill., 1933	2017	Persicaria lapathifolia (L.) Delarbre, 1800	2017
Baldellia repens (Lam.) Ooststr. ex Lawalrée, 1973	2018	Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2018
Bidens frondosa L., 1753	2018	Pinus pinaster Aiton, 1789	2017
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	2018	Populus tremula L., 1753	2017
Carex demissa Vahl ex Hartm., 1808	2018	Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	2017
Carex hirta L., 1753	2017	Quercus robur L., 1753	2017
Carex viridula Michx., 1803	2017	Quercus rubra L., 1753	2017
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	2018	Ranunculus flammula L., 1753	2018
Cynodon dactylon (L.) Pers., 1805	2018	Ranunculus ololeucos J.Lloyd, 1844	2017
Cyperus fuscus L., 1753	2017	Salix atrocinerea Brot., 1804	2017
Digitaria sanguinalis (L.) Scop., 1771	2017	Salix x rubens Schrank, 1789	2018
Drosera intermedia Hayne, 1798	2018	Schoenoplectus lacustris (L.) Palla, 1888	2017
Eleocharis acicularis (L.) Roem. & Schult., 1817	2017	Sphagnum L., 1753	2018
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018	Trifolium arvense L., 1753	2017
Eleocharis palustris (L.) Roem. & Schult., 1817	2017	Trifolium repens L., 1753	2017
Erica scoparia L., 1753	2017	Trocdaris verticillatum (L.) Raf., 1840	2018
Erica tetralix L., 1753	2018	Typha latifolia L., 1753	2017
Erigeron canadensis L., 1753	2017	Ulex europaeus L., 1753	2017
Eupatorium cannabinum L., 1753	2017	Utricularia australis R.Br., 1810	2017
Exaculum pusillum (Lam.) Caruel, 1886	2018	Veronica scutellata L., 1753	2018
Frangula alnus Mill., 1768	2018		
Galium debile Desv., 1818	2018		
Galium parisiense L., 1753	2017		
Galium uliginosum L., 1753	2017		
Gnaphalium uliginosum L., 1753	2017		
Holcus lanatus L., 1753	2017		
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018		
Hypericum elodes L., 1759	2018		
Hypochaeris radicata L., 1753	2017		
Illecebrum verticillatum L., 1753	2018		
Isolepis fluitans (L.) R.Br., 1810	2017		
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	2018		
Juncus bulbosus L., 1753	2018		
Juncus effusus L., 1753	2017		
Juncus heterophyllus Dufour, 1825	2017		
Laphangium luteoalbum (L.) Tzvelev, 1994	2017		
Lemna minor L., 1753	2017		
Leontodon saxatilis Lam., 1779	2017		
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864	2018		
Lotus hispidus Desf. ex DC., 1805	2017		
Lotus pedunculatus Cav., 1793	2017		
Lycopus europaeus L., 1753	2017		
Lysimachia tenella L., 1753	2017		
Mentha aquatica L., 1753	2018		
Mentha pulegium L., 1753	2017		
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018		

- Lagune Cagaouille (Losse, 40)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018	**Scutellaria minor Huds., 1762**	2018
Alisma plantago-aquatica L., 1753	2011	**Senecio vulgaris subsp. vulgaris L., 1753**	2017
Baldellia repens subsp. cavanillesii (Molina Abril, A.Galán, Pizarro & Sard.Rosc.) Talavera, 2008	2018	Solanum physalifolium Rusby, 1895	2011
Betula pendula Roth, 1788	2015	Sphagnum auriculatum Schimp., 1857	2017
Betula pubescens Ehrh., 1791	2017	Sphagnum cuspidatum Ehrh. ex Hoffm., 1796	2017
Bidens frondosa L., 1753	2017	Sphagnum denticulatum f. crassicladum	2017
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	2017	Sphagnum inundatum Russow, 1894	2018
Carex lasiocarpa Ehrh., 1784	2018	Ulex minor Roth, 1797	2017
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	2018	Utricularia australis R.Br., 1810	2018
Cistus lasianthus subsp. alyssoides (Lam.) Demoly, 2006	2011	Veronica scutellata L., 1753	2017
Digitaria sanguinalis (L.) Scop., 1771	2017		
Echinochloa crus-galli (L.) P.Beauv., 1812	2017		
Eleocharis acicularis (L.) Roem. & Schult., 1817	2015		
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018		
Erica ciliaris Loefl. ex L., 1753	2011		
Erica cinerea L., 1753	2017		
Erica scoparia L., 1753	2017		
Erica tetralix L., 1753	2017		
Frangula alnus Mill., 1768	2017		
Glyceria fluitans (L.) R.Br., 1810	2018		
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018		
Hypericum elodes L., 1759	2018		
Hypochaeris radicata L., 1753	2017		
Isolepis fluitans (L.) R.Br., 1810	2018		
Juncus bulbosus L., 1753	2018		
Juncus effusus L., 1753	2017		
Leontodon saxatilis Lam., 1779	2017		
Lobelia urens L., 1753	2015		
Luronium natans (L.) Raf., 1840	2018		
Lycopus europaeus L., 1753	2017		
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018		
Panicum dichotomiflorum Michx., 1803	2017		
Persicaria lapathifolia (L.) Delarbre, 1800	2017		
Persicaria maculosa Gray, 1821	2017		
Pilularia globulifera L., 1753	2018		
Pinus pinaster Aiton, 1789	2017		
Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	2018		
Potentilla erecta (L.) Raeusch., 1797	2017		
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2017		
Ranunculus flammula L., 1753	2018		
Ranunculus ololeucos J.Lloyd, 1844	2018		
Riccia L., 1753	2017		
Rubus L., 1753	2017		
Salix atrocinerea Brot., 1804	2017		
Salix repens subsp. repens L., 1753	2011		
Solanum nigrum L., 1753	2011		

- Lagune d'Argues (Hourtin, 33)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018
Agrostis stolonifera L., 1753	2015
Baldellia repens (Lam.) Ooststr. ex Lawalrée, 1973	2018
Bidens frondosa L., 1753	2018
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	2018
Digitaria sanguinalis (L.) Scop., 1771	2018
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018
Erica scoparia L., 1753	2018
Erica tetralix L., 1753	2018
Frangula alnus Mill., 1768	2018
Galium debile Desv., 1818	2018
Glyceria fluitans (L.) R.Br., 1810	2018
Holcus lanatus L., 1753	2018
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018
Hypericum elodes L., 1759	2018
Illecebrum verticillatum L., 1753	2018
Isolepis fluitans (L.) R.Br., 1810	2018
Juncus bulbosus L., 1753	2018
Juncus effusus L., 1753	2018
Juncus heterophyllus Dufour, 1825	2018
Lobelia urens L., 1753	2018
Lonicera periclymenum L., 1753	2018
Lotus pedunculatus Cav., 1793	2018
Lycopus europaeus L., 1753	2018
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018
Pinus pinaster Aiton, 1789	2018
Populus tremula L., 1753	2018
Potamogeton natans L., 1753	2015
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Quercus robur L., 1753	2018
Ranunculus flammula L., 1753	2018
Ranunculus ololeucos J.Lloyd, 1844	2018
Rubus L., 1753	2018
Salix atrocinerea Brot., 1804	2018
Scutellaria minor Huds., 1762	2018
Sphagnum L., 1753	2018
Ulex europaeus L., 1753	2018
Ulex minor Roth, 1797	2018

- Lagune de Garrans (Saugnacq-et-Muret, 40)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018
Agrostis capillaris L., 1753	2018
Bidens frondosa L., 1753	2018
Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	2018
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	2018
Digitaria aequiglumis (Hack. & Arechav.) Parodi, 1922	2018
Drosera intermedia Hayne, 1798	2018
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018
Erica ciliaris Loefl. ex L., 1753	2018
Erica cinerea L., 1753	2018
Erica scoparia L., 1753	2018
Erica tetralix L., 1753	2018
Frangula alnus Mill., 1768	2018
Galium palustre L., 1753	2018
Holcus lanatus L., 1753	2018
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018
Hypericum elodes L., 1759	2018
Illecebrum verticillatum L., 1753	2018
Isolepis fluitans (L.) R.Br., 1810	2018
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	2018
Juncus bulbosus L., 1753	2018
Juncus effusus L., 1753	2018
Lobelia urens L., 1753	2014
Lonicera periclymenum L., 1753	2018
Lotus pedunculatus Cav., 1793	2018
Luzula congesta (Thuill.) Lej., 1811	2018
Lycopus europaeus L., 1753	2018
Lysimachia tenella L., 1753	2018
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018
Osmunda regalis L., 1753	2018
Pinus pinaster Aiton, 1789	2018
Polytrichum Hedw., 1801	2018
Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	2018
Potentilla erecta (L.) Raeusch., 1797	2018
Pseudarrhenatherum longifolium (Thore) Rouy, 1922	2018
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Quercus robur L., 1753	2018
Ranunculus flammula L., 1753	2018
Ranunculus ololeucos J.Lloyd, 1844	2018
Rubus L., 1753	2018
Salix atrocinerea Brot., 1804	2018
Scutellaria minor Huds., 1762	2018
Senecio vulgaris subsp. denticulatus (O.F.Müll.) P.D.Sell, 1967	2018
Sphagnum inundatum Russow, 1894	2018
Sphagnum L., 1753	2018
Ulex minor Roth, 1797	2018
Utricularia australis R.Br., 1810	2018
Wahlenbergia hederacea (L.) Rchb., 1827	2018

- Lagune de Moutan (Le Sen, 40)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018
Baldellia ranunculoides (L.) Parl., 1854	2014
Baldellia repens (Lam.) Ooststr. ex Lawalrée, 1973	2018
Bidens frondosa L., 1753	2014
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	2018
Drosera intermedia Hayne, 1798	2014
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018
Erica ciliaris Loefl. ex L., 1753	2018
Erica scoparia L., 1753	2018
Erica tetralix L., 1753	2018
Frangula alnus Mill., 1768	2018
Glyceria fluitans (L.) R.Br., 1810	2018
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018
Hypericum elodes L., 1759	2018
Isolepis fluitans (L.) R.Br., 1810	2018
Juncus bulbosus L., 1753	2018
Juncus heterophyllus Dufour, 1825	2018
Luronium natans (L.) Raf., 1840	2018
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018
Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	2018
Ranunculus ololeucos J.Lloyd, 1844	2018
Salix atrocinerea Brot., 1804	2018
Sphagnum L., 1753	2018
Trocdaris verticillatum (L.) Raf., 1840	2018
Ulex minor Roth, 1797	2018
Utricularia australis R.Br., 1810	2018

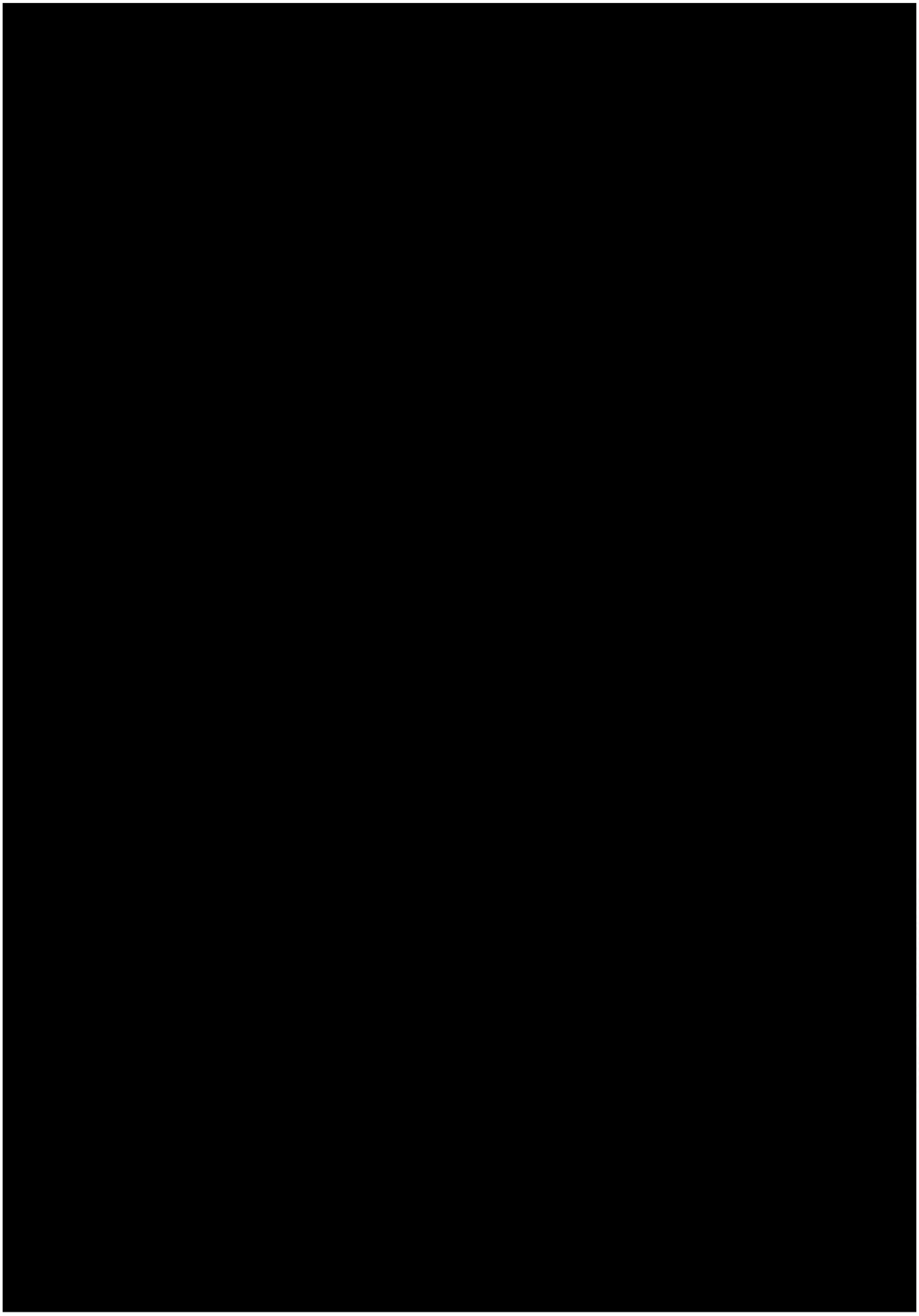
- Lagune de la Tapy (Labrit, 40)

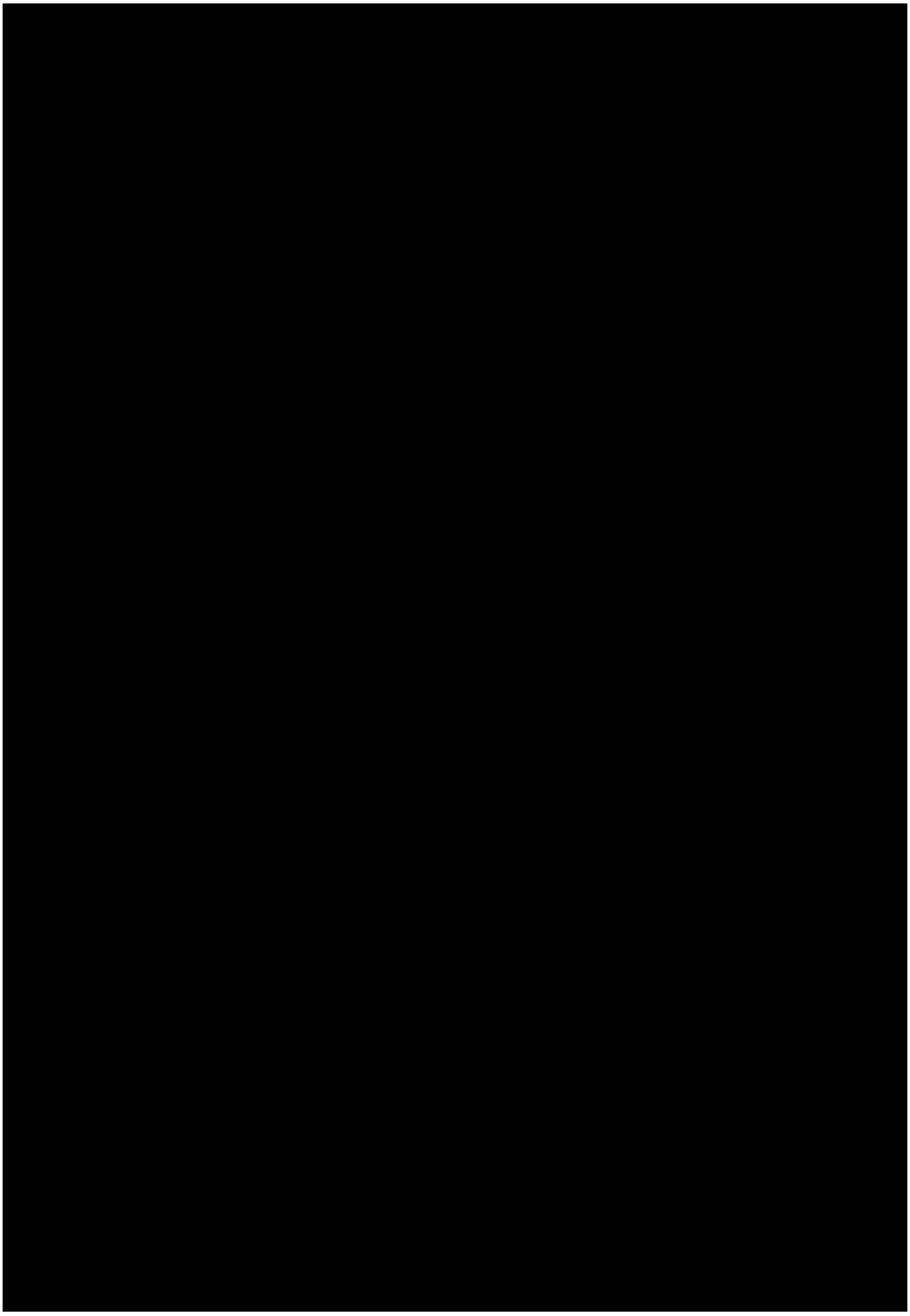
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018	Potentilla erecta (L.) Raeusch., 1797	2018
Agrostis capillaris L., 1753	2018	Prunella vulgaris L., 1753	2017
Betula pendula Roth, 1788	2017	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2017
Bidens frondosa L., 1753	2017	Quercus robur L., 1753	2017
Bidens L., 1753	2017	Ranunculus flammula L., 1753	2017
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	2018	Ranunculus L., 1753	2017
Carex demissa Vahl ex Hartm., 1808	2018	Ranunculus ololeucos J.Lloyd, 1844	2017
Carex pilulifera L., 1753	2018	Rubus L., 1753	2017
Digitaria aequiglumis (Hack. & Arechav.) Parodi, 1922	2018	Salix atrocinerea Brot., 1804	2017
Drosera intermedia Hayne, 1798	2017	Scutellaria minor Huds., 1762	2018
Elatine hexandra (Lapierre) DC., 1808	2018	Sphagnum L., 1753	2018
Eleocharis acicularis (L.) Roem. & Schult., 1817	2018	Trocdaris verticillatum (L.) Raf., 1840	2018
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018	Ulex europaeus L., 1753	2017
Erica ciliaris Loefl. ex L., 1753	2017	Wahlenbergia hederacea (L.) Rchb., 1827	2018
Erica cinerea L., 1753	2017		
Erica scoparia L., 1753	2018		
Erica tetralix L., 1753	2018		
Erica vagans L., 1770	2017		
Exaculum pusillum (Lam.) Caruel, 1886	2017		
Frangula alnus Mill., 1768	2018		
Gentiana pneumonanthe L., 1753	2017		
Gnaphalium uliginosum L., 1753	2018		
Holcus lanatus L., 1753	2017		
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018		
Hypericum elodes L., 1759	2017		
Hypericum humifusum L., 1753	2017		
Hypochaeris radicata L., 1753	2017		
Isolepis fluitans (L.) R.Br., 1810	2017		
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	2018		
Juncus bulbosus L., 1753	2018		
Juncus effusus L., 1753	2017		
Lindernia dubia (L.) Pennell, 1935	2018		
Lobelia urens L., 1753	2017		
Lotus pedunculatus Cav., 1793	2018		
Ludwigia palustris (L.) Elliott, 1817	2017		
Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven, 1963	2017		
Lycopus europaeus L., 1753	2018		
Lysimachia tenella L., 1753	2017		
Lysimachia vulgaris L., 1753	2018		
Lythrum portula (L.) D.A.Webb, 1967	2018		
Mentha arvensis L., 1753	2017		
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018		
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	2017		
Osmunda regalis L., 1753	2017		
Panicum dichotomiflorum Michx., 1803	2017		
Pinus pinaster Aiton, 1789	2017		
Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	2017		

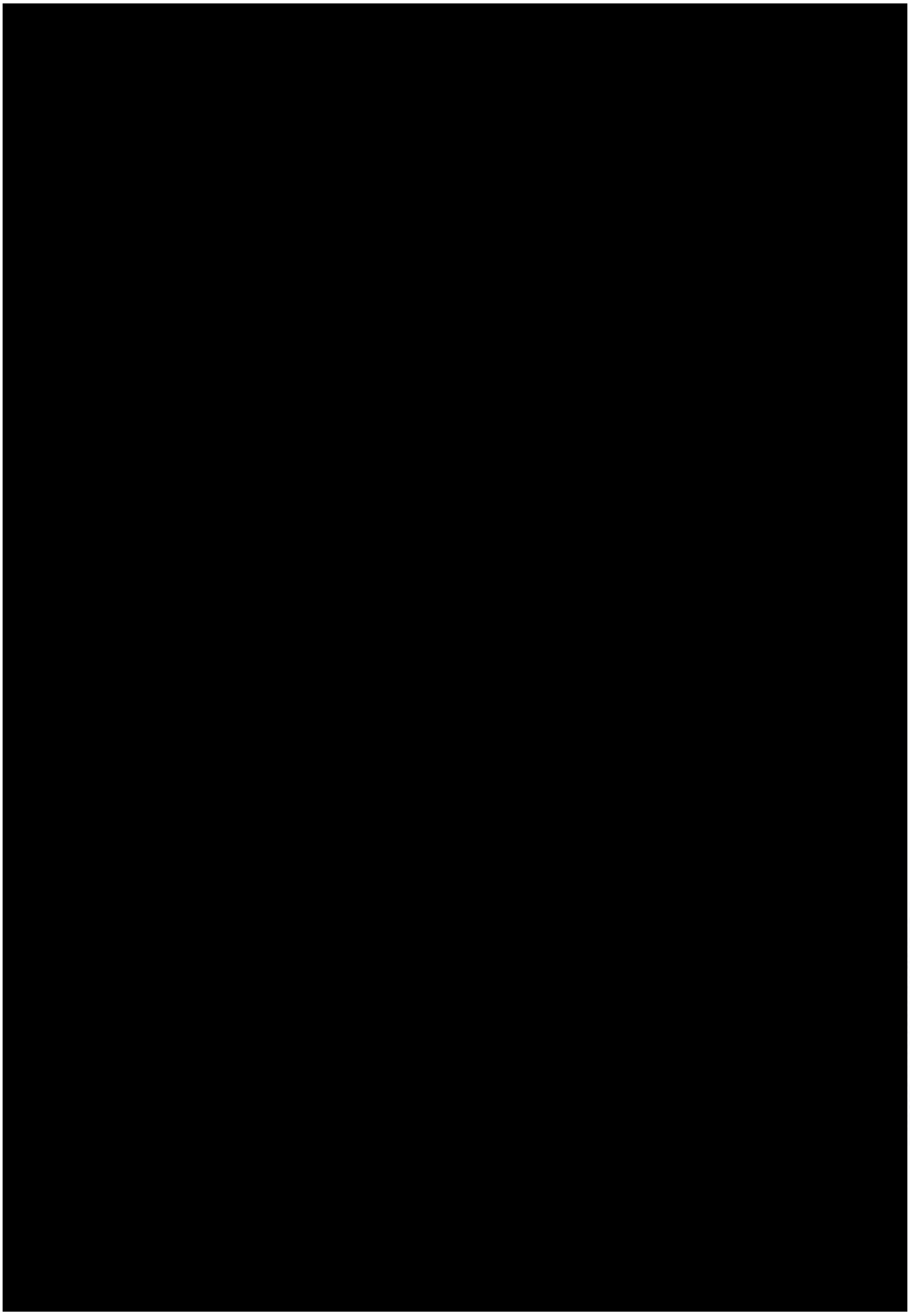
- Landes de Mouchon (Lanton, 33)

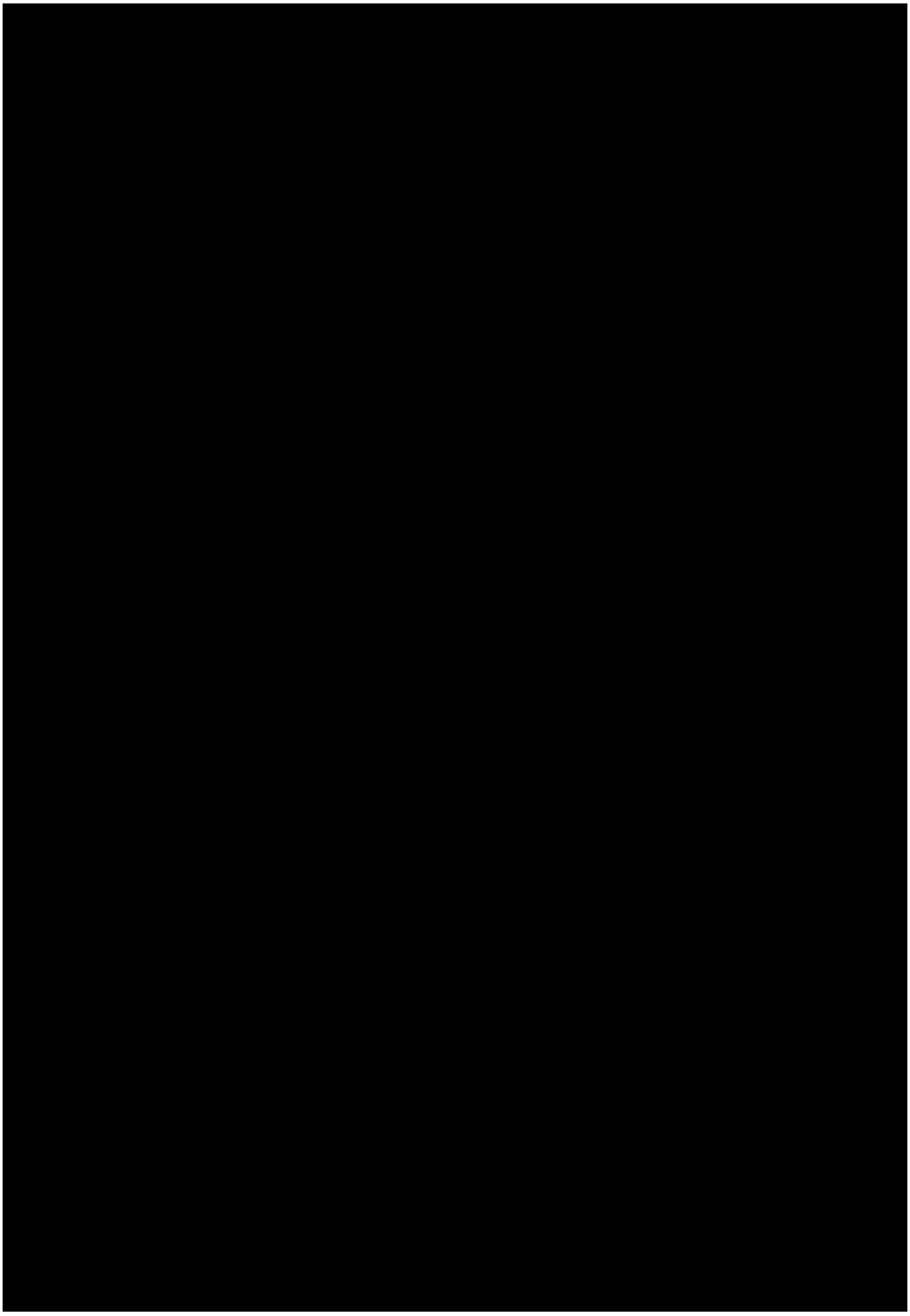
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2017	Plantago coronopus L., 1753	2014
Agrostis capillaris L., 1753	2014	Potamogeton natans L., 1753	2014
Aira caryophyllea L., 1753	2014	Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	2017
Anthoxanthum odoratum L., 1753	2014	Pseudarrhenatherum longifolium (Thore) Rouy, 1922	2017
Arbutus unedo L., 1753	2014	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2017
Betula pendula Roth, 1788	2014	Ptychostomum pseudotriquetrum (Hedw.) J.R.Spence & H.P.Ramsay ex Holyoak & N.Pedersen, 2007	2010
Bidens frondosa L., 1753	2017	Quercus robur L., 1753	2017
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	2017	Radiola linoides Roth, 1788	2014
Calypogeia arguta Nees & Mont., 1838	2010	Ranunculus flammula L., 1753	2017
Characeae Gray, 1821	2014	Ranunculus ololeucos J.Lloyd, 1844	2017
Cyperus flavescens L., 1753	2010	Riccardia multifida (L.) Gray, 1821	2010
Daucus carota L., 1753	2014	Rubia peregrina L., 1753	2014
Drosera intermedia Hayne, 1798	2014	Rubus L., 1753	2017
Drosera rotundifolia L., 1753	2010	Rumex acetosella L., 1753	2014
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2017	Salix atrocinerea Brot., 1804	2017
Erica ciliaris Loefl. ex L., 1753	2017	Schoenus nigricans L., 1753	2014
Erica cinerea L., 1753	2017	Scutellaria minor Huds., 1762	2014
Erica scoparia L., 1753	2017	Sphagnum auriculatum Schimp., 1857	2010
Erica tetralix L., 1753	2014	Sporobolus indicus (L.) R.Br., 1810	2014
Frangula alnus Mill., 1768	2017	Typha latifolia L., 1753	2017
Galium debile Desv., 1818	2014	Ulex europaeus L., 1753	2017
Galium palustre L., 1753	2010	Ulex minor Roth, 1797	2017
Holcus lanatus L., 1753	2014		
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2017		
Hypericum elodes L., 1759	2017		
Hypericum humifusum L., 1753	2014		
Hypochaeris radicata L., 1753	2014		
Isolepis fluitans (L.) R.Br., 1810	2017		
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	2014		
Juncus bufonius L., 1753	2014		
Juncus bulbosus L., 1753	2017		
Juncus effusus L., 1753	2014		
Juncus tenuis Willd., 1799	2014		
Lophocolea heterophylla (Schrad.) Dumort., 1835	2010		
Lotus pedunculatus Cav., 1793	2014		
Luzula campestris (L.) DC., 1805	2014		
Lycopus europaeus L., 1753	2017		
Lysimachia tenella L., 1753	2014		
Lysimachia vulgaris L., 1753	2014		
Lythrum salicaria L., 1753	2017		
Mentha aquatica L., 1753	2017		
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2017		
Myriophyllum alterniflorum DC., 1815	2017		
Nymphaea alba L., 1753	2017		
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2014		
Pinus pinaster Aiton, 1789	2017		

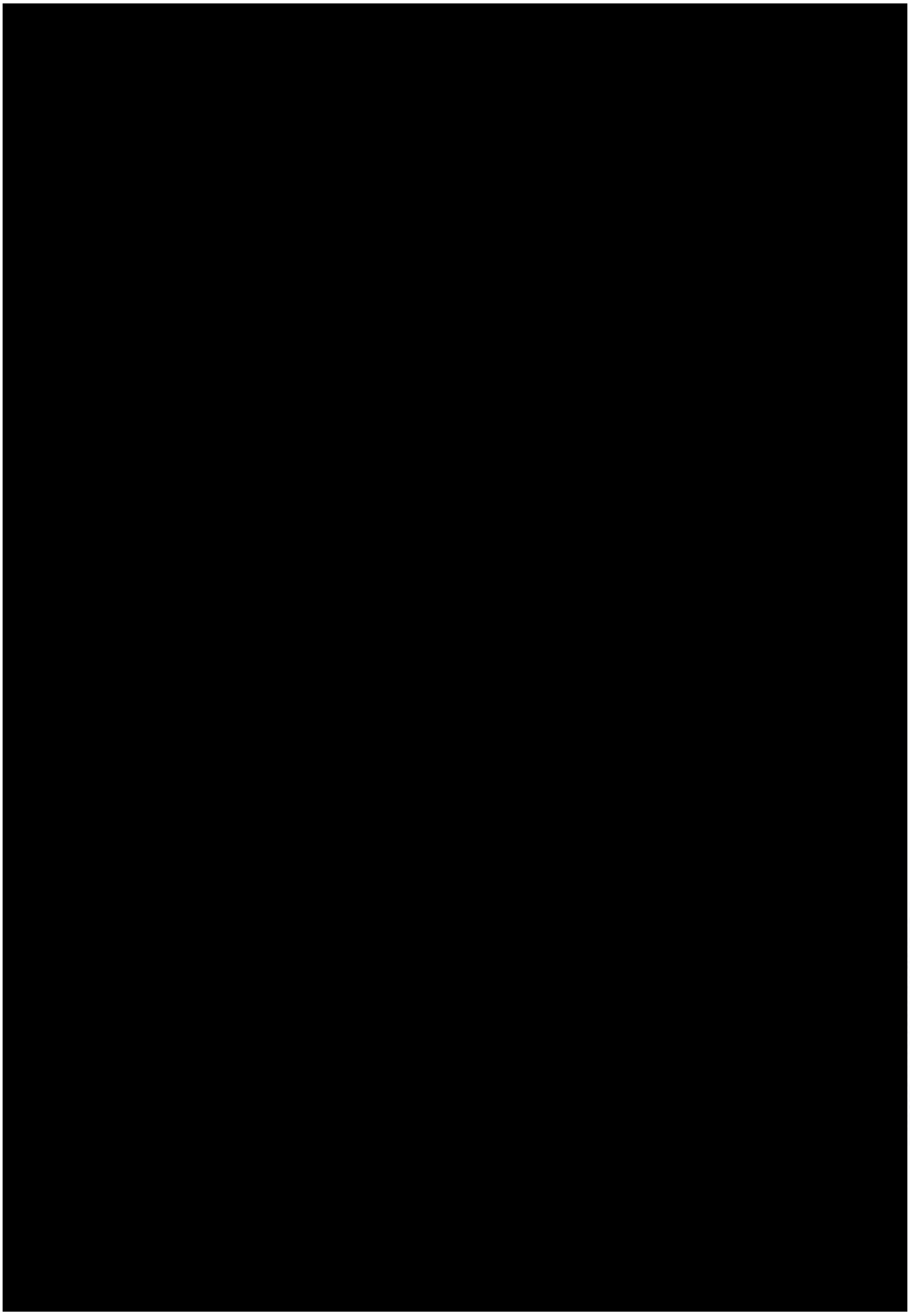
Annexe. 14. Cartes de localisation des transects de suivis odonates sur les sites validés

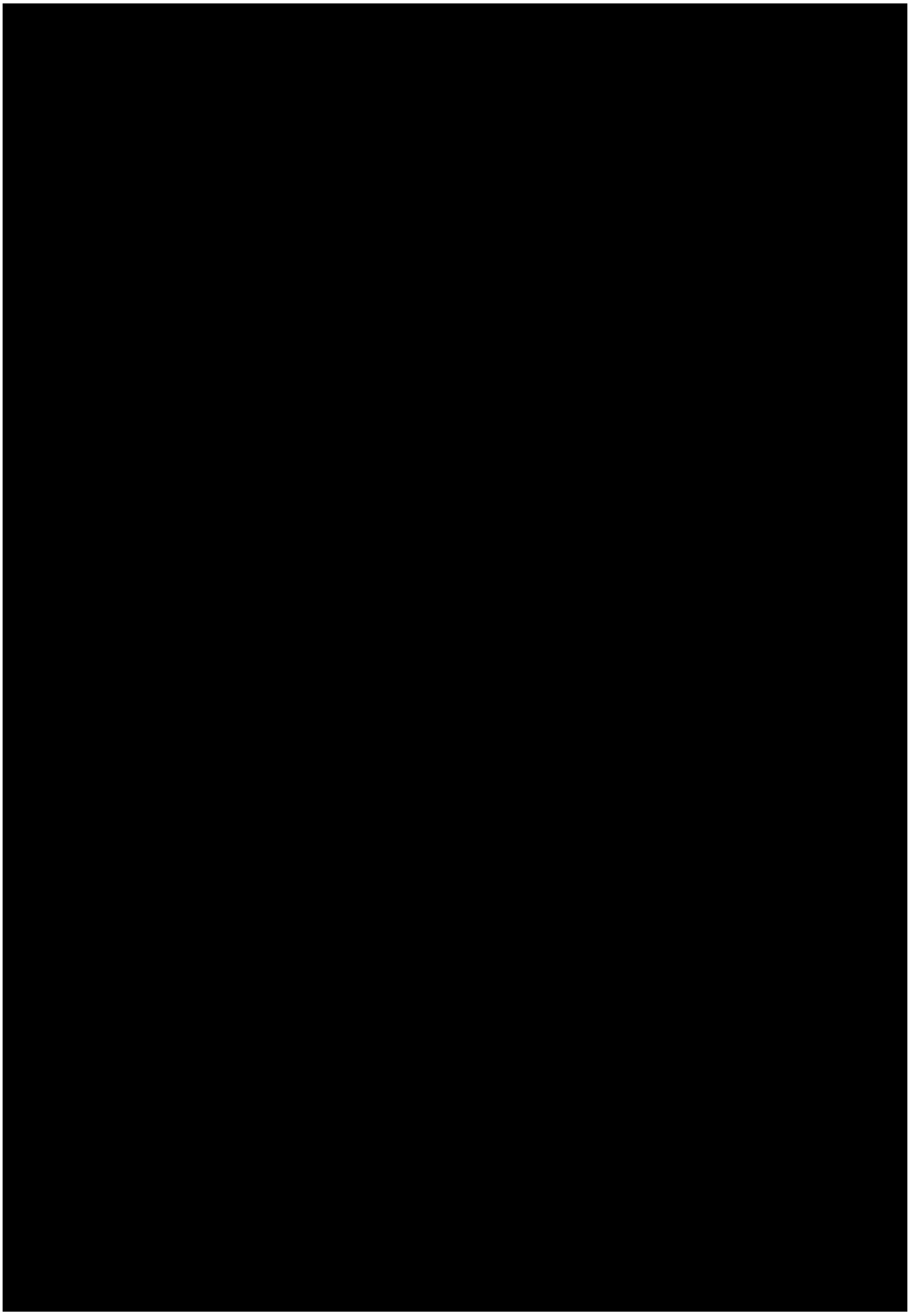


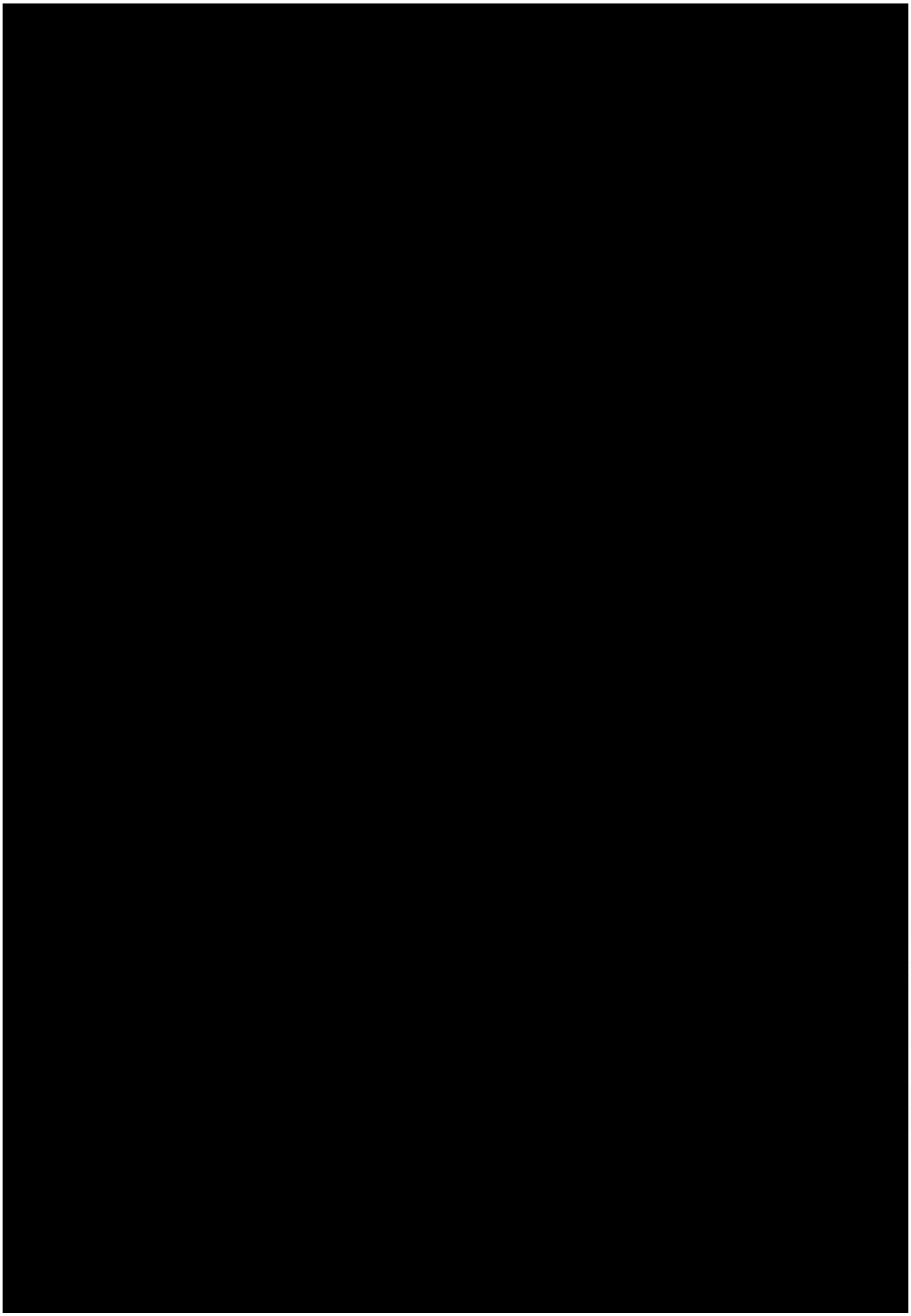


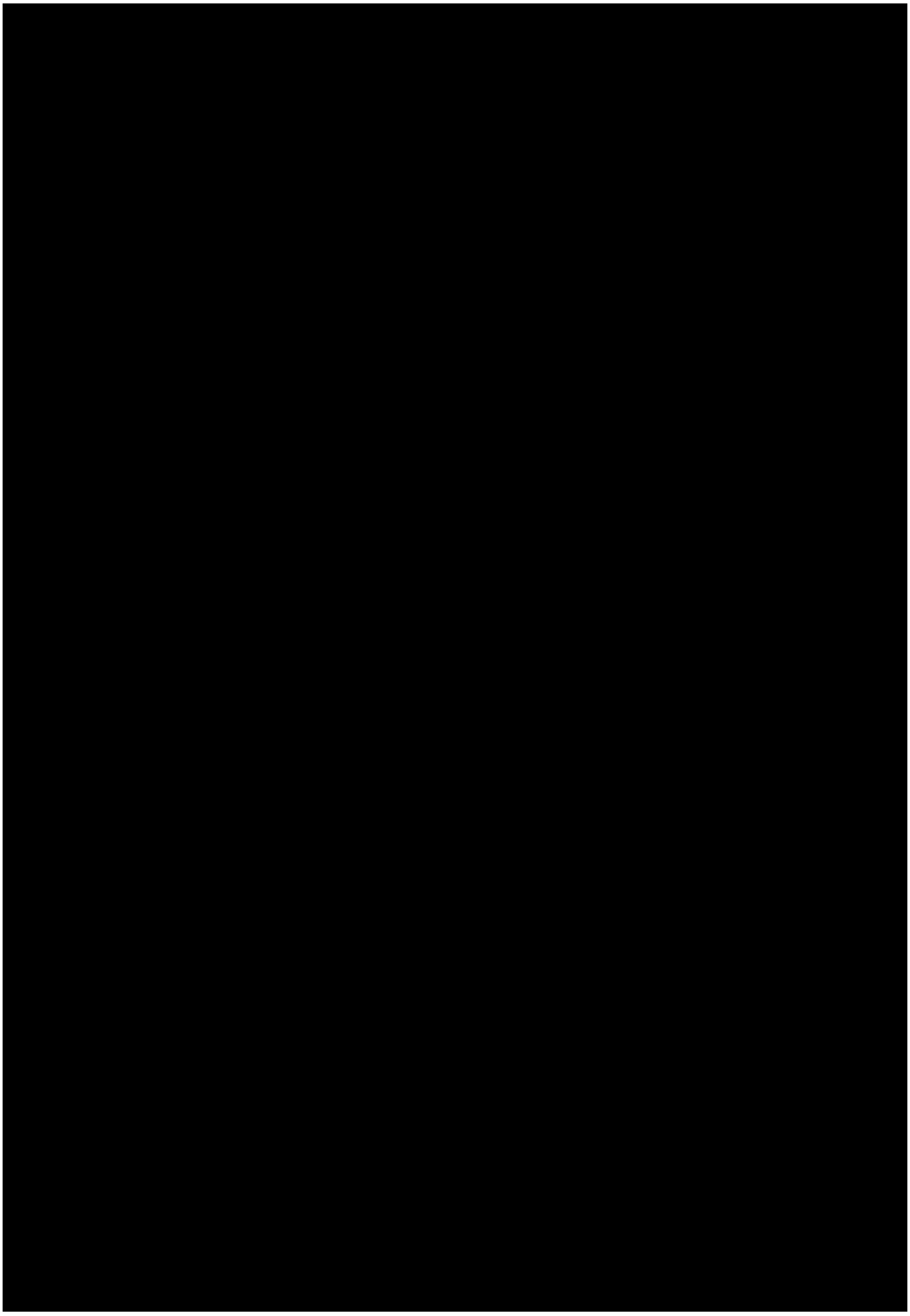


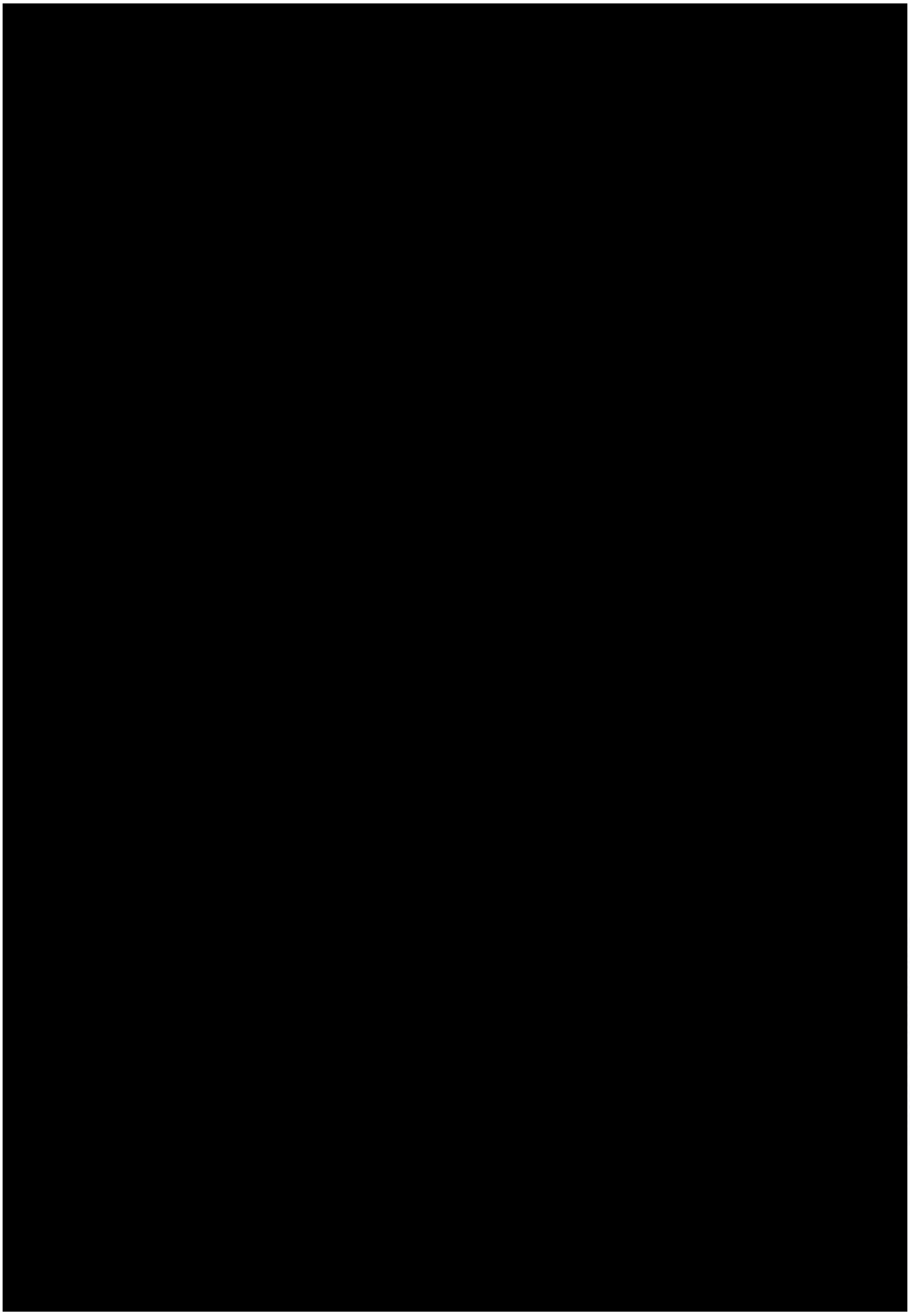


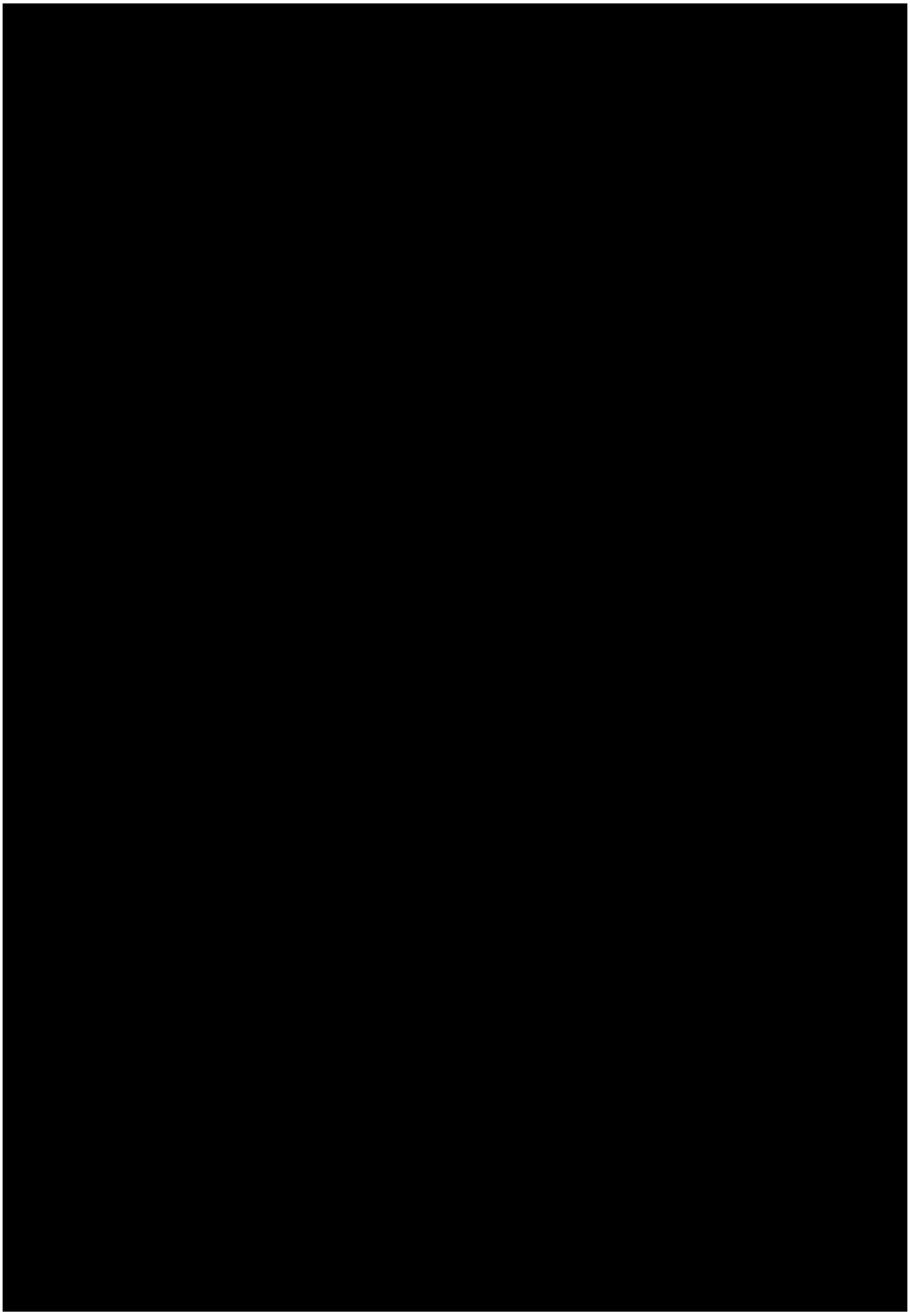












Annexe. 15. Autorisation de capture 2018

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

PRÉFET DE GIRONDE

PRÉFET DES LANDES

PRÉFET DE LOT-ET-GARONNE

DREAL NOUVELLE-AQUITAINE
Service Patrimoine Naturel
Division Réglementation Espèces Protégées
Réf. : 50/2018

ARRÊTÉ

portant dérogation à l'interdiction de capture temporaire et prélèvement biologique d'espèces animales protégées

Plan Régional d'Actions en faveur des odonates

LE PRÉFET DE LA GIRONDE

LE PRÉFET DES LANDES
CHEVALIER DE LA LÉGION D'HONNEUR
CHEVALIER DE L'ORDRE NATIONAL DU MÉRITE

LE PRÉFET DE LOT-ET-GARONNE
OFFICIER DE LA LÉGION D'HONNEUR
OFFICIER DE L'ORDRE NATIONAL DU MÉRITE

VU le Code de l'Environnement et notamment les articles L. 171-8, L. 411-1 et L. 411-2, L. 415-1 à L415-6 et R. 411-1 à R. 411-14,

VU l'arrêté ministériel du 19 février 2007 fixant les conditions de demande et d'instruction des dérogations définies au 4° de l'article L 411-2 du code de l'environnement portant sur des espèces de faune et de flore sauvages protégées,

VU l'arrêté ministériel du 23 avril 2007 fixant la liste des insectes protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection,

VU l'arrêté ministériel du 18 décembre 2014 fixant les conditions et limites dans lesquelles les dérogations à l'interdiction de capture de spécimens d'espèces animales protégées peuvent être accordées par les préfets pour certaines opérations pour lesquelles la capture est suivie d'un relâcher immédiat sur place,

VU l' arrêté ministériel du 12 janvier 2016 modifiant l'arrêté du 19 février 2007 fixant les conditions de demande et d'instruction des dérogations définies au 4o de l'article L. 411-2 du code de l'environnement portant sur des espèces de faune et de flore sauvages protégées

VU l'arrêté ministériel du 16 février 2018, nommant M. Christian MARIE, de l'intérim des fonctions de directeur régional de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de la région Nouvelle-Aquitaine,

VU l'arrêté en date du 22 février 2018 de M. le Préfet des Landes, donnant délégation de signature à M. Christian MARIE, Directeur régional de l'environnement, de l'aménagement et du logement de la région Nouvelle-Aquitaine par intérim,

VU l'arrêté en date du 23 février 2018 de M. le Préfet de la Gironde, donnant délégation de signature à M. Christian MARIE, Directeur régional de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de la région Nouvelle-Aquitaine par intérim,

VU l'arrêté en date du 23 février 2018 de Mme le Préfet de Lot-et-Garonne, donnant délégation de signature à M. Christian MARIE, Directeur régional de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de la région Nouvelle-Aquitaine par intérim,

VU la décision en date du 26 février 2018 donnant délégation de signature à certains agents placés sous l'autorité de la DREAL Nouvelle-Aquitaine - Département de Gironde,

VU la décision en date du 26 février 2018 donnant délégation de signature à certains agents placés sous l'autorité de la DREAL Nouvelle-Aquitaine - Département des Landes,

VU la décision en date du 26 février 2018 donnant délégation de signature à certains agents placés sous l'autorité de la DREAL Nouvelle-Aquitaine - Département de Lot-et-Garonne,

VU la circulaire DNP/CFF n° 2008-01 du 21 janvier 2008 relative aux décisions administratives individuelles relevant du ministère chargé de la protection de la nature dans le domaine de la faune et de la flore sauvages (complément des circulaires DNP n°98/1 du 3 février 1998 et DNP n°00-02 du 15 février 2000),

VU la demande de dérogation au régime de protection des espèces, formulée et déposée par Gilles BAILLEUX du Conservatoire des Espaces Naturels d'Aquitaine en date du 6 mars 2018,

VU l'avis du Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel de la région Nouvelle-Aquitaine en date du 28 mars 2018,

CONSIDÉRANT que les opérations visées sont réalisées dans le cadre de la déclinaison régionale du Plan National d'Actions en faveur des Odonates en ex-Aquitaine, et que certains diagnostics nécessitent la réalisation d'études ADN nécessitant la capture avec prélèvements d'une patte, le prélèvement et la détention d'exuvies et le transport de matériel biologique,

CONSIDÉRANT que les opérations de capture se limiteront à ce qui est nécessaire,

CONSIDÉRANT que la dérogation ne nuit pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations d'espèces visées par la demande dans leur aire de répartition naturelle,

CONSIDÉRANT l'objet de la demande qui s'inscrit dans l'intérêt de la protection de faune et de la conservation des habitats naturels,

Sur la proposition de Messieurs les Secrétaires Généraux,

ARRÊTE

ARTICLE 1

Gilles Bailleux et Akaren Goudiaby, chargés d'études du Conservatoire des Espaces Naturels d'Aquitaine, sont autorisés à déroger à l'interdiction de capturer, prélever du matériel biologique, transporter, détenir et détruire du matériel biologique des espèces suivantes :

- Leucorrhine à large queue ***Leucorrhinia caudalis***.
- Leucorrhine à front blanc ***Leucorrhinia albifrons***.

Gilles Bailleux, Akaren Goudiaby, Jean-Christophe Bartolucci, Mathilde Poussin et Vincent Duprat, chargés d'études du Conservatoire des Espaces Naturels d'Aquitaine, sont autorisés à déroger à l'interdiction de capturer temporairement des imagos, prélever, transporter et détenir des exuvies des espèces suivantes :

- Leucorrhine à large queue ***Leucorrhinia caudalis***.
- Leucorrhine à front blanc ***Leucorrhinia albifrons,***
- Leucorrhine à gros thorax ***Leucorrhinia pectoralis,***
- Cordulie à corps fin ***Oxygastra curtisii,***
- Cordulie splendide ***Macromia splendens,***
- Gomphe de Graslin ***Gomphus graslinii,***
- Agrion de Mercure ***Coenagrion mercuriale,***

ARTICLE 2

Ces opérations sont menées dans le cadre :

- de la déclinaison du Plan National d'actions en faveur des odonates dans l'objectif d'amélioration des connaissances sur la répartition, l'état de conservation, le niveau d'isolement des populations,

- de la mise en oeuvre du programme Les sentinelles du climat qui vise à évaluer la réponse de la biodiversité face au changement climatique au sein plus spécifiquement des lagunes des Landes de Gascogne.

ARTICLE 3

Conformément au dossier de demande de dérogation, déposé le 6 mars 2018, les modalités des opérations autorisées dans l'article 1 sont les suivantes :

Les opérations de capture seront limitées à ce qui est nécessaire pour atteindre l'objectif recherché.

Pour les prélèvements en vue d'analyse génétiques sur *Leucorrhinia caudalis et albifrons*, et dans le cas où le nombre d'exuvies prélevés est insuffisant, des prélèvements de morceaux de pattes postérieures pourront être réalisés avec un maximum de prélèvement de 30 échantillons par espèce.

Les opérations se dérouleront entre les mois d'avril et de septembre 2018.

ARTICLE 4

La dérogation est valable sur les territoires des départements de Gironde, des Landes et de Lot-et-Garonne.

ARTICLE 5

Un rapport bilan des opérations sera établi et transmis à la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Nouvelle-Aquitaine, ainsi que les articles scientifiques et ouvrages éventuels produits.

Les données naturalistes seront transmises, au format défini par l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS) compatible avec le Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP). Les coordonnées et le format d'échanges sont accessibles sur le site internet suivant : www.oafs.fr.

Le rapport détaillé et les données numériques devront être transmis au plus tard le 31 décembre 2018 à la DREAL et à l'OAFS.

ARTICLE 6

Les bénéficiaires préciseront, dans le cadre de leurs publications, que ces travaux ont été réalisés sous couvert d'une autorisation préfectorale, relative aux espèces protégées.

ARTICLE 7

La présente décision peut faire l'objet d'un recours devant le tribunal administratif. Le délai de recours est de deux mois.

ARTICLE 8

Les Secrétaires Généraux des préfectures de la Gironde, des Landes et de Lot-et-Garonne et le Directeur Régional de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Nouvelle-Aquitaine sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté qui sera publié au recueil des actes administratifs de la Gironde, des Landes et de Lot-et-Garonne et notifié au bénéficiaire, et dont une copie sera transmise pour information :

- aux chefs de services départementaux de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage et de l'Agence Française de la Biodiversité de la Gironde, des Landes et de Lot-et-Garonne,
- à Monsieur le Directeur Régional de l'Agence Française de la Biodiversité
- à Monsieur le Délégué Régional de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage,

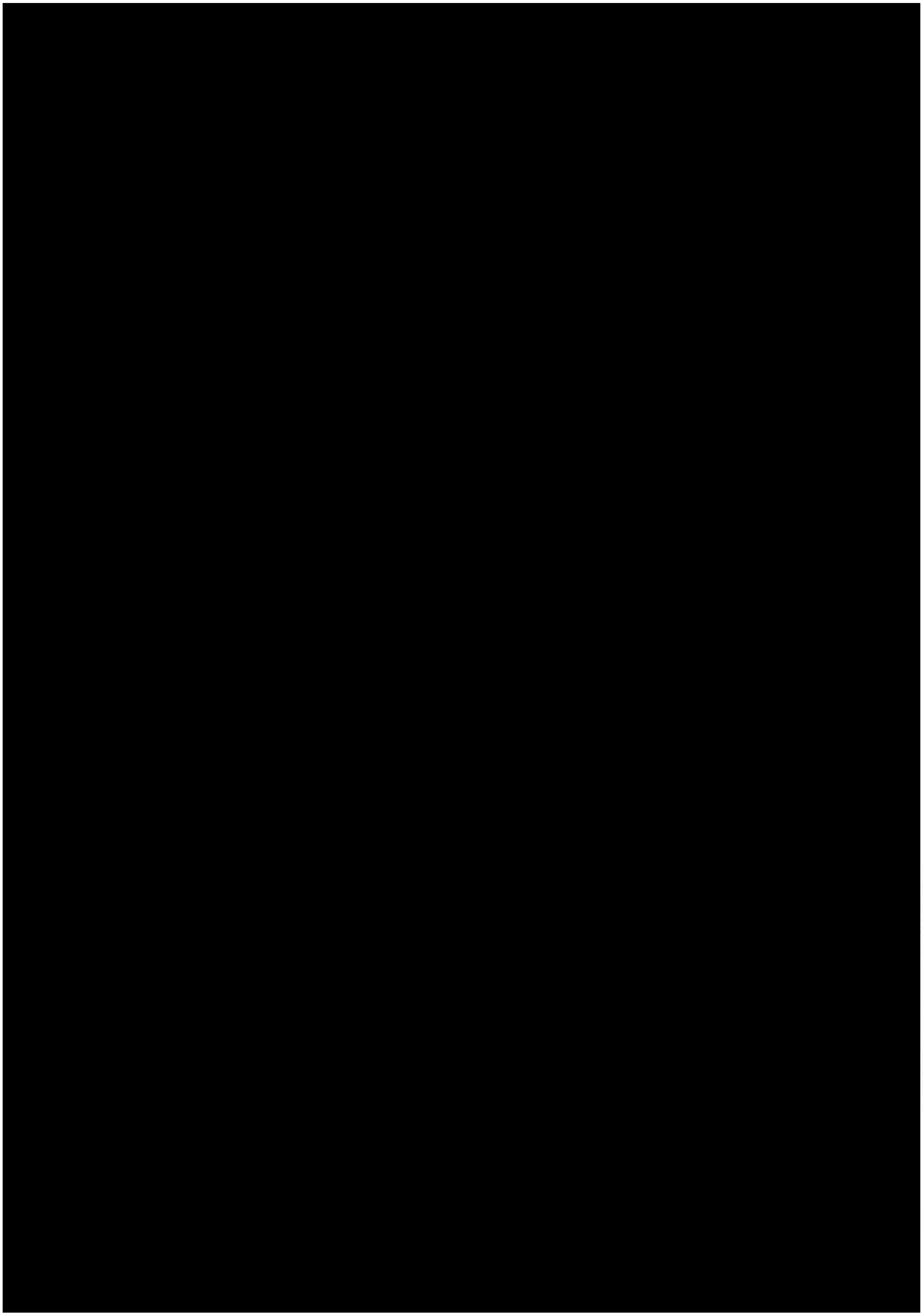
Fait à Bordeaux, le 30 MARS 2018

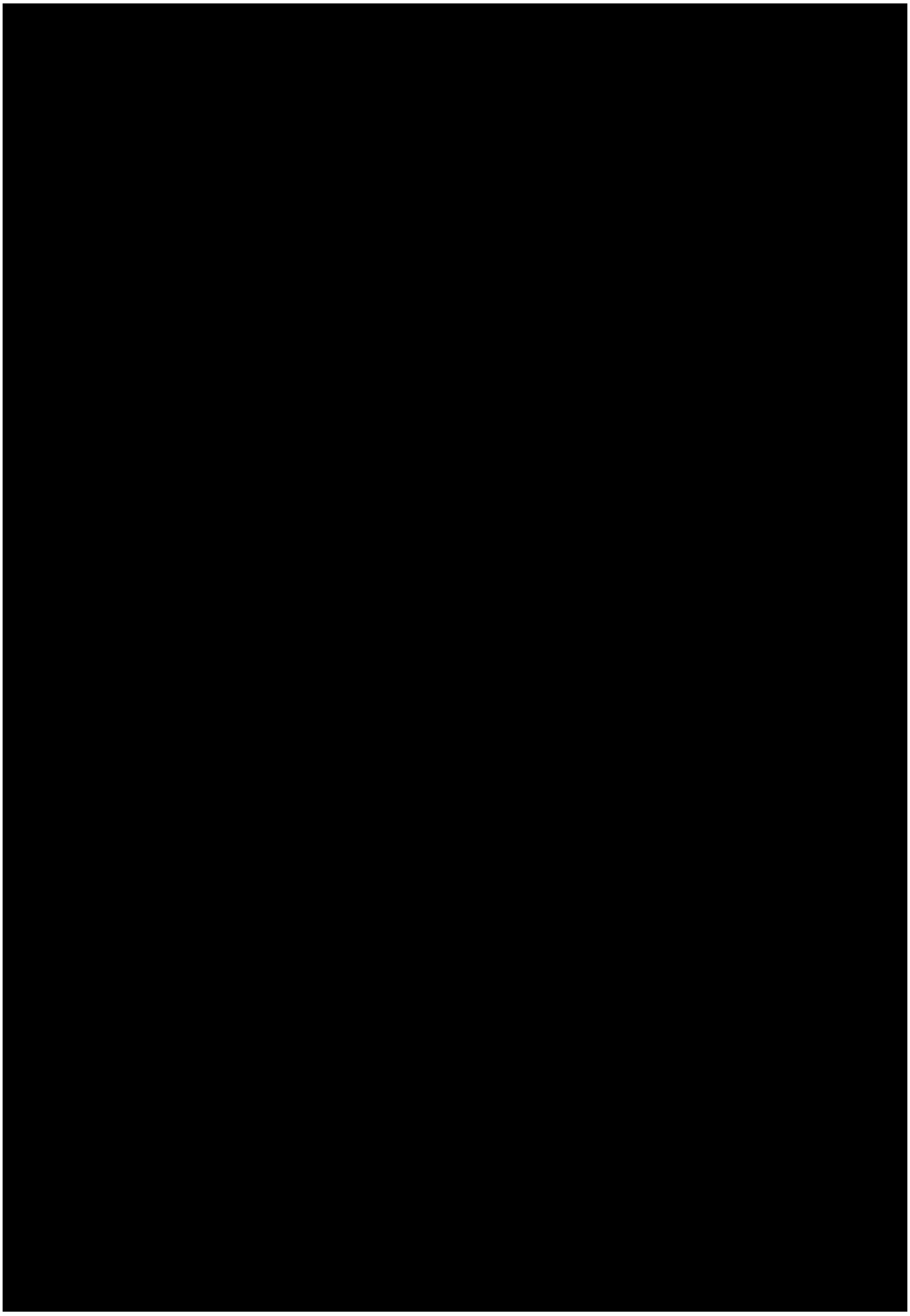
Pour les Préfets et par délégation,

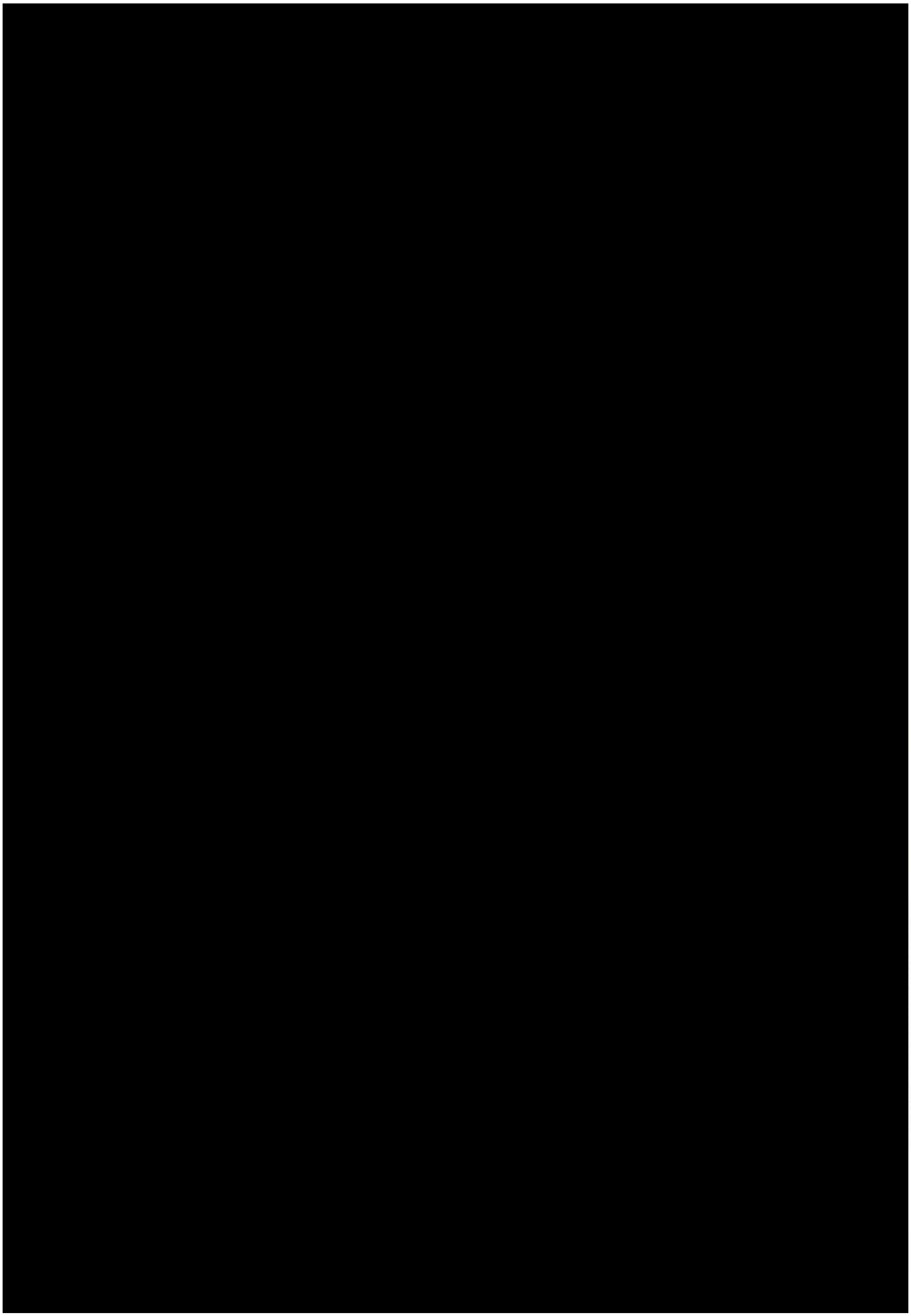
Le Chef du Département
Biodiversité Espèces et Connaissance

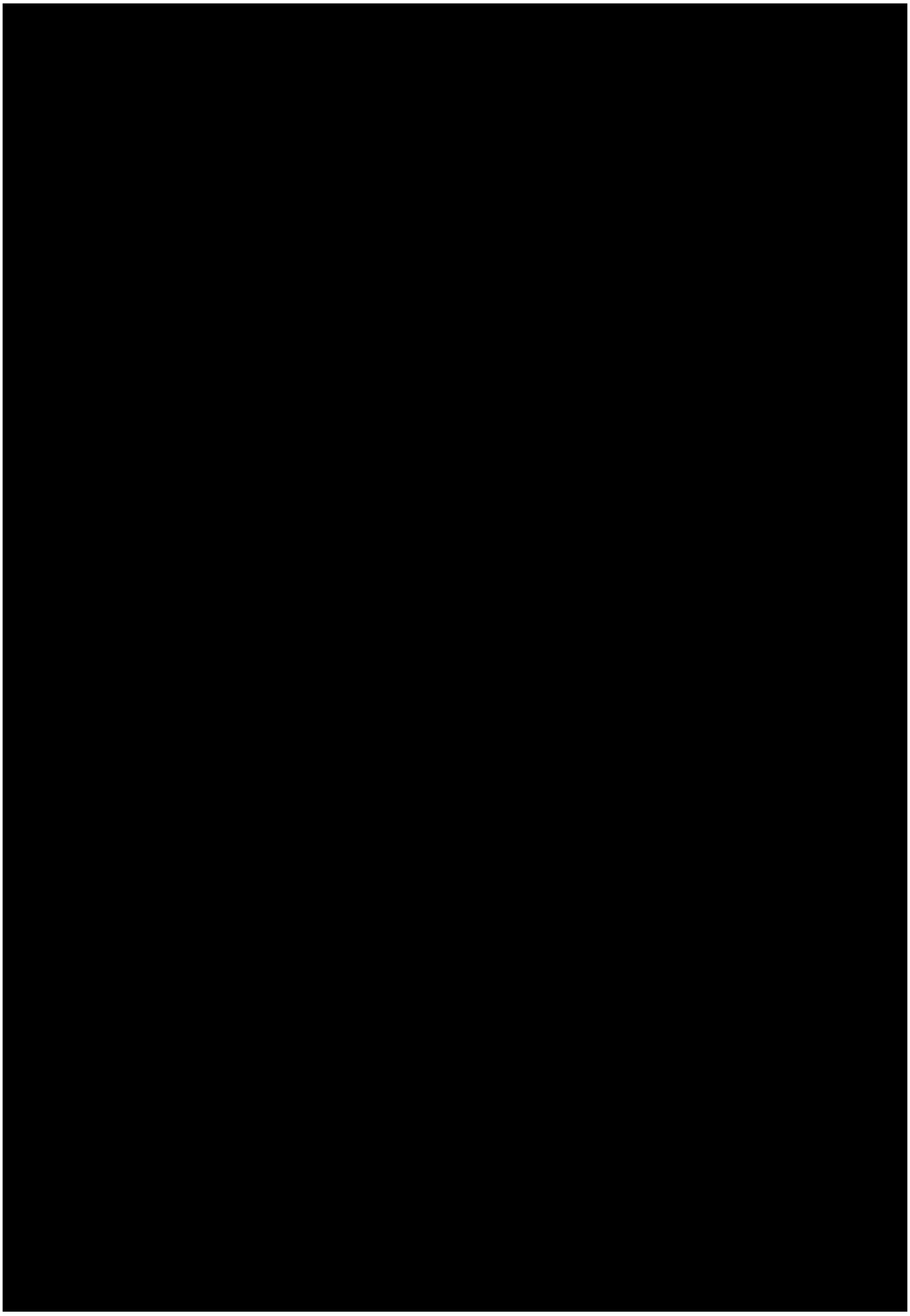
Yann DE BEAULIEU

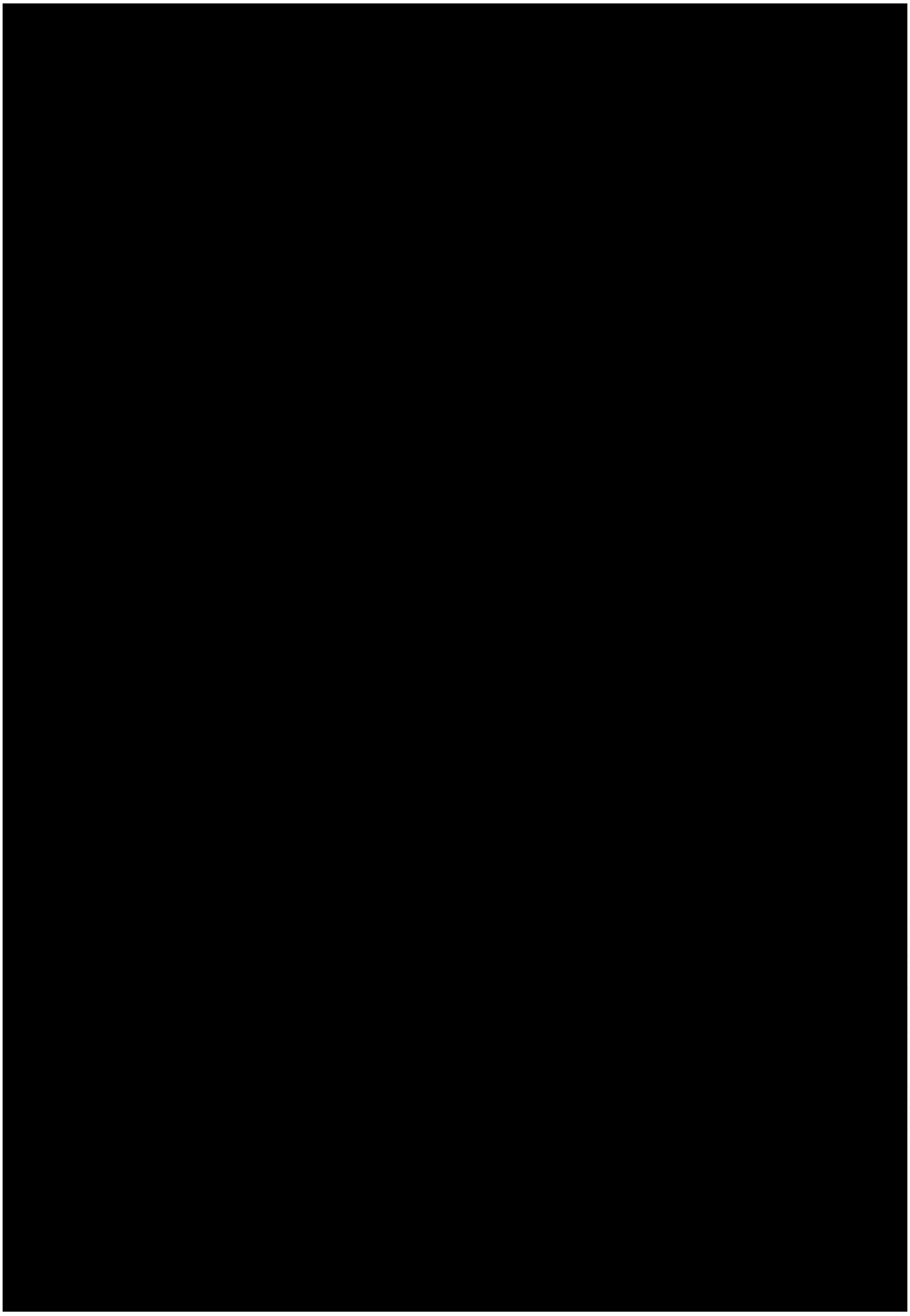
Annexe. 16. Carte de localisation des dispositifs de suivi des rives d'étangs

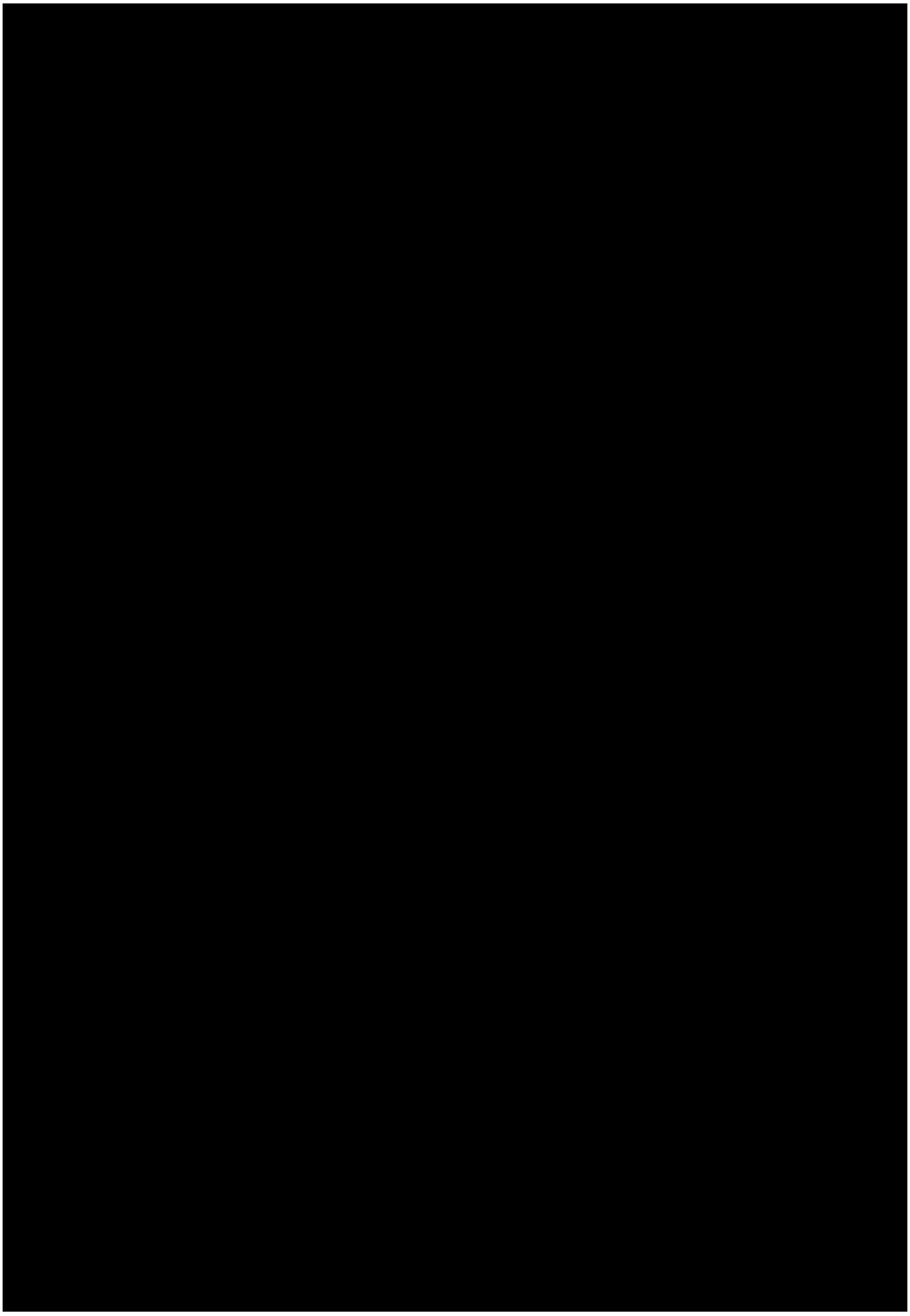












Annexe. 17. Bordereau de suivi des végétations des rives d'étangs arrière-littoraux

Code transect	
Etang	
Observateur(s)	
Date	
Commune	
Lieu-dit	
Site Natura 2000	
Propriétaire(s)	
Gestionnaire(s)	
Zonages réglementaires	
Historique de gestion	
Objectifs complémentaires de suivi	
Nombre de lecture(s) antérieure(s)	
Date de dernière lecture	
Longeur transect	
Nombre de placettes	
Temps de repositionnement	
Temps de lecture + photos + pointage GPS	

Géolocalisation	Coordonnées GPS submétrique		Distance au repère fixe supérieur (m)	Code pointage GPS submétrique	Précision (m)	Commentaires
	X	Y				
Repère fixe supérieur						
Repère fixe inférieur						
Autre point GPS						
Autre point GPS						
Autre point GPS						
Autre point GPS						

N° communauté	Communauté végétale	Code	Intervalle (m)		%	HIC
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						
14						
15						
16						
17						
18						
19						
20						
21						
22						
23						
24						
25						
26						
27						
28						
29						
30						

Perturbations et contraintes	Fréquence	Intensité	Commentaires
Fertilisation anthropique			
Plantation forestière			
Elimination des strates inférieures			
Extraction de matériaux			
Décharge			
Gibier			
Destruction des sols			
Passage d'engin			
Piétinement, fréquentation humaine			
Pollution des eaux de surface ou des sols			
Modification du système hydrographique			
Pâturage			
Incendie			
Comblement			

Dynamique sédimentaire	
EEE Flore	
EEE Faune	
Espèces patrimoniales	
Espèces complémentaires observées	
Richesse spécifique totale	
Commentaires	

| Code transect | | |

Annexe. 18. Flore recensée sur les sites de suivi des rives d'étangs arrière-littoraux

- Rive des Baroins (Hourtin, 33)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018
Agrostis stolonifera L., 1753	2018
Baldellia repens f. submersa	2018
Bidens frondosa L., 1753	2018
Carex binervis Sm., 1800	2018
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	2018
Characeae Gray, 1821	2018
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	2018
Drosera intermedia Hayne, 1798	2018
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018
Erica tetralix L., 1753	2018
Exaculum pusillum (Lam.) Caruel, 1886	2018
Frangula alnus Mill., 1768	2018
Genista anglica L., 1753	2018
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018
Hypericum elodes L., 1759	2018
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	2018
Juncus bulbosus L., 1753	2018
Lagarosiphon major (Ridl.) Moss, 1928	2018
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864	2018
Lobelia dortmanna L., 1753	2018
Lobelia urens L., 1753	2018
Lotus angustissimus L., 1753	2018
Lycopus europaeus L., 1753	2018
Lysimachia tenella L., 1753	2018
Lysimachia vulgaris L., 1753	2018
Lythrum salicaria L., 1753	2018
Mentha aquatica L., 1753	2018
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018
Myrica gale L., 1753	2018
Myriophyllum alterniflorum DC., 1815	2018
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2018
Polygala curtissii A.Gray, 1867	2018
Rhynchospora fusca (L.) W.T.Aiton, 1810	2018
Salix repens L., 1753	2018
Schoenus nigricans L., 1753	2018
Sphagnum L., 1753	2018

- Rive de Capbat (Sanguinet, 40)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina	2018
Baldellia repens	2018
Carex demissa	2018
Caropsis verticillato-inundata	2018
Cerastium fontanum	2018
Characeae sp.	2018
Cynodon dactylon	2018
Elatine hexandra	2018
Eleocharis multicaulis	2018
Exaculum pusillum	2018
Hydrocotyle vulgaris	2018
Hypericum elodes	2018
Iris pseudacorus	2018
Isoetes boryana	2018
Isolepsis fluitans	2018
Juncus acutiflorus	2018
Juncus bulbosus	2018
Leontodon saxatilis	2018
Littorella uniflora	2018
Lobelia dortmanna	2018
Ludwigia grandiflora	2018
Lycopus europaeus	2018
Lysimachia tenella	2018
Lysimachia vulgaris	2018
Mentha aquatica	2018
Molinia caerulea	2018
Myrica gale	2018
Myriophyllum alterniflorum	2018
Phragmites australis	2018
Potamogeton gramineus	2018
Potamogeton cf. polygonifolius	2018
Prunella vulgaris	2018
Ranunculus flammula	2018
Schoenoplectus pungens	2018
Scutellaria minor	2018
Trifolium sp.	2018
Sphagnum L., 1753	2018

- Rive de Crastot mieuy (Biscarrosse, 40)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018
Agrostis stolonifera L., 1753	2018
Baldellia repens f. submersa	2018
Bidens frondosa L., 1753	2018
Carex binervis Sm., 1800	2018
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	2018
Characeae Gray, 1821	2018
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	2018
Drosera intermedia Hayne, 1798	2018
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018
Erica tetralix L., 1753	2018
Exaculum pusillum (Lam.) Caruel, 1886	2018
Frangula alnus Mill., 1768	2018
Genista anglica L., 1753	2018
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018
Hypericum elodes L., 1759	2018
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	2018
Juncus bulbosus L., 1753	2018
Lagarosiphon major (Ridl.) Moss, 1928	2018
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864	2018
Lobelia dortmanna L., 1753	2018
Lobelia urens L., 1753	2018
Lotus angustissimus L., 1753	2018
Lycopus europaeus L., 1753	2018
Lysimachia tenella L., 1753	2018
Lysimachia vulgaris L., 1753	2018
Lythrum salicaria L., 1753	2018
Mentha aquatica L., 1753	2018
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018
Myrica gale L., 1753	2018
Myriophyllum alterniflorum DC., 1815	2018
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2018
Polygala curtissii A.Gray, 1867	2018
Rhynchospora fusca (L.) W.T.Aiton, 1810	2018
Salix repens L., 1753	2018
Schoenus nigricans L., 1753	2018
Sphagnum L., 1753	2018

- Rive de Lacanau-ville (Lacanau, 33)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina	2018
Baldellia repens	2018
Betula sp. (plantule)	2018
Bidens frondosa	2018
Caropsis verticillato-inundata	2018
Characeae sp.	2018
Cirsium dissectum	2018
Cladium mariscus	2018
Drosera intermedia	2018
Egeria densa	2018
Elatine hexandra	2018
Eleocharis multicaulis	2018
Erica tetralix	2018
Exaculum pusillum	2018
Hydrocotyle vulgaris	2018
Hypericum elodes	2018
Iris pseudacorus	2018
Juncus bulbosus	2018
Lagarosiphon major	2018
Leontodon saxatilis	2018
Littorella uniflora	2018
Lobelia dortmanna	2018
Lobelia urens	2018
Lycopus europaeus	2018
Lysimachia tenella	2018
Lysimachia vulgaris	2018
Mentha aquatica	2018
Molinia caerulea	2018
Myrica gale	2018
Myriophyllum alterniflorum	2018
Potamogeton polygonifolius	2018
Ranunculus flammula	2018
Rhynchospora alba	2018
Rhynchospora fusca	2018
Salix atrocinerea	2018
Schoenoplectus pungens	2018
Schoenus nigricans	2018
Scutellaria minor	2018
Utricularia sp.	2018

- Rive de Pipeyrous (Carcans, 33)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis L., 1753	2018
Baldellia repens f. submersa	2018
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	2018
Cicendia filiformis (L.) Delarbre, 1800	2018
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	2018
Cortaderia selloana (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn., 1900	2018
Drosera intermedia Hayne, 1798	2018
Egeria densa Planch., 1849	2018
Elatine hexandra (Lapierre) DC., 1808	2018
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018
Exaculum pusillum (Lam.) Caruel, 1886	2018
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018
Hypericum elodes L., 1759	2018
Juncus bulbosus L., 1753	2018
Lagarosiphon major (Ridl.) Moss, 1928	2018
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864	2018
Lobelia dortmanna L., 1753	2018
Lysimachia tenella L., 1753	2018
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018
Myrica gale L., 1753	2018
Myriophyllum alterniflorum DC., 1815	2018
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2018
Potamogeton natans L., 1753	2018
Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	2018
Rhynchospora fusca (L.) W.T.Aiton, 1810	2018
Schoenoplectus pungens (Vahl) Palla, 1888	2018
Schoenus nigricans L., 1753	2018

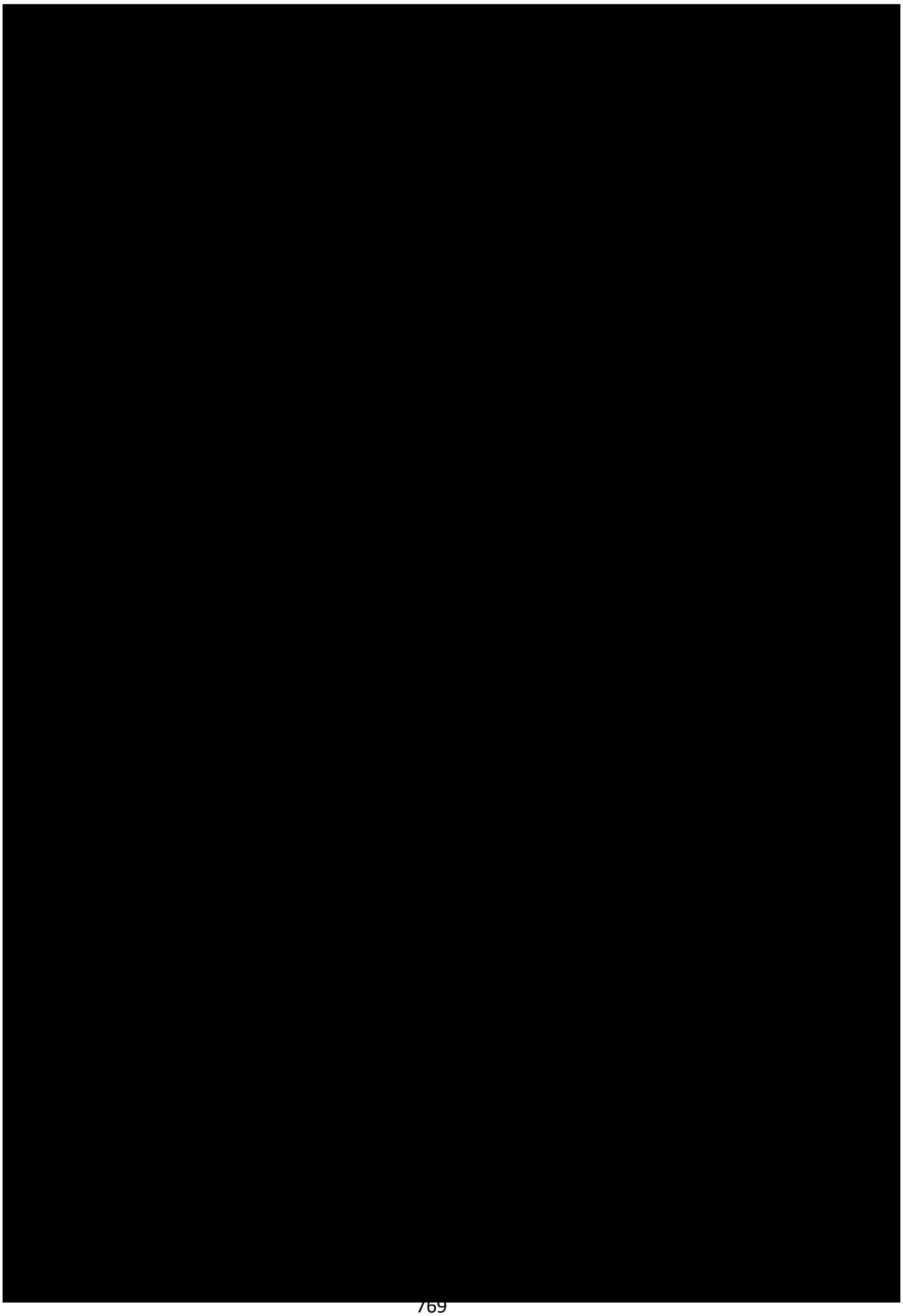
- Rive du Tedey (Lacanau, 33)

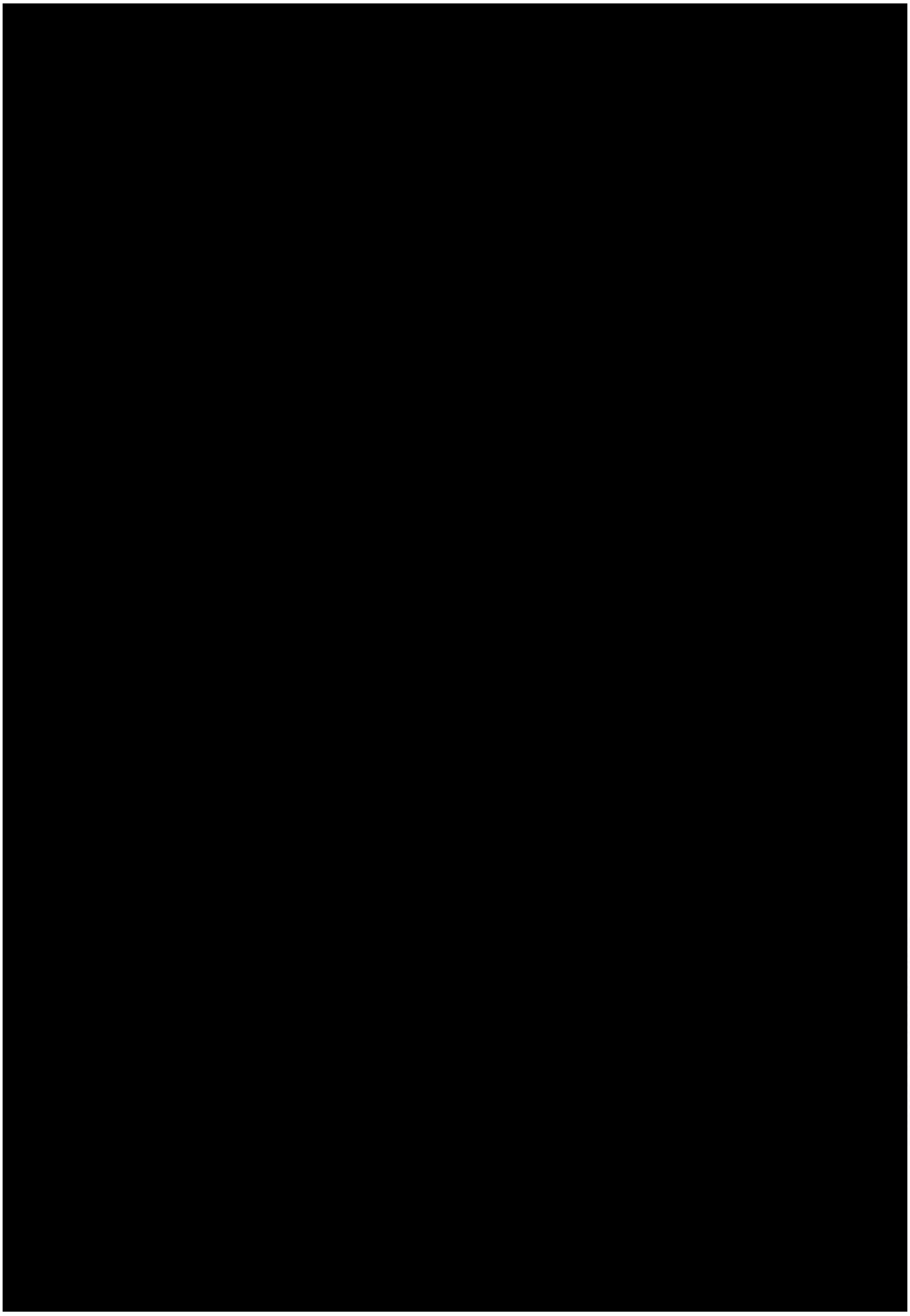
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Characeae Gray, 1821	2018
Egeria densa	2018
Elatine hexandra (Lapierre) DC., 1808	2018
Juncus bulbosus L., 1753	2018
Lagarosiphon major	2018
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864	2018
Lobelia dortmanna L., 1753	2018
Myrica gale	2018
Myriophyllum alterniflorum DC., 1815	2018
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2018
Salix atrocinerea	2018
Schoenoplectus lacustris (L.) Palla, 1888	2018
Schoenoplectus pungens (Vahl) Palla, 1888	2018

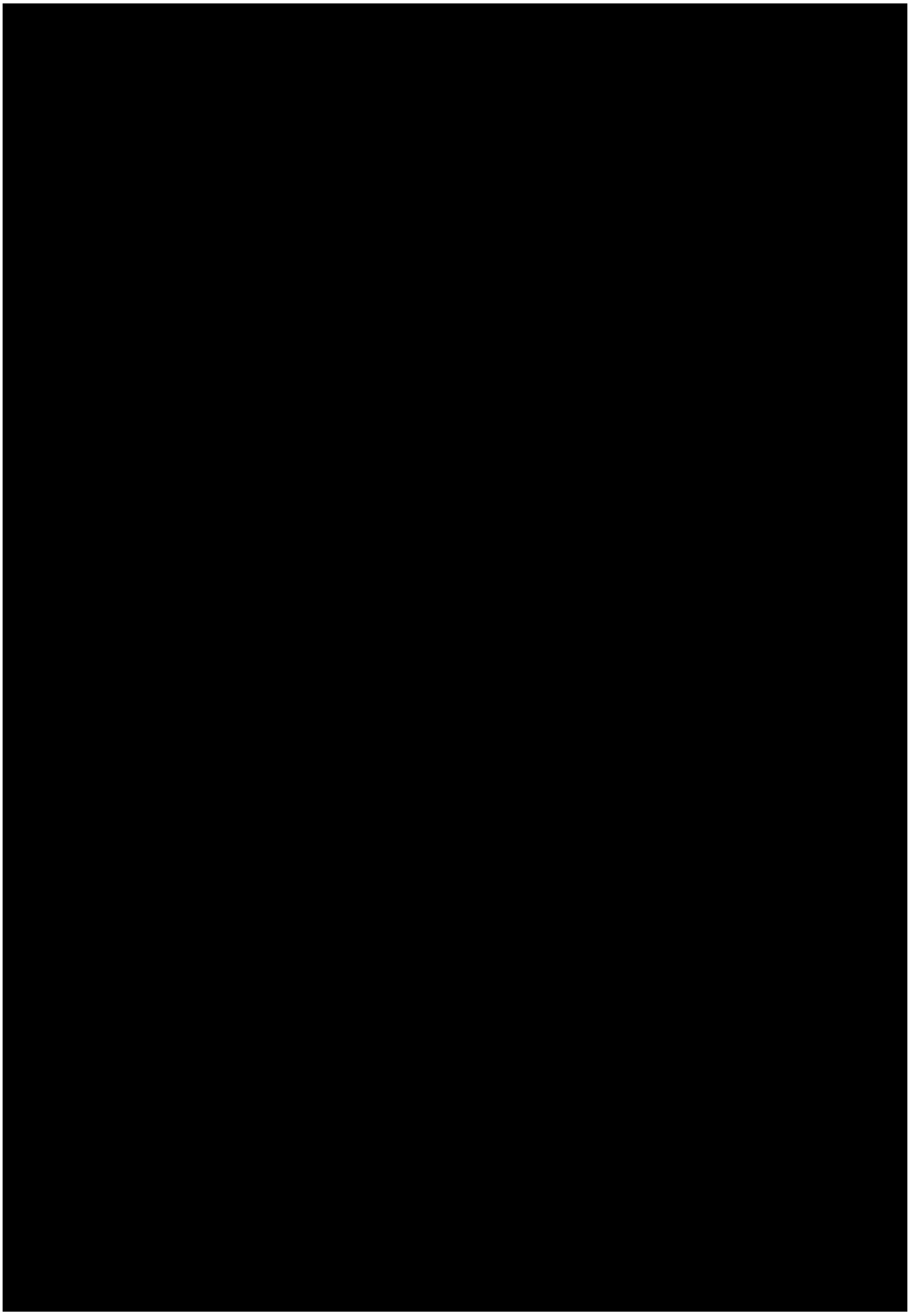
- Rive de Vignotte (Lacanau, 33)

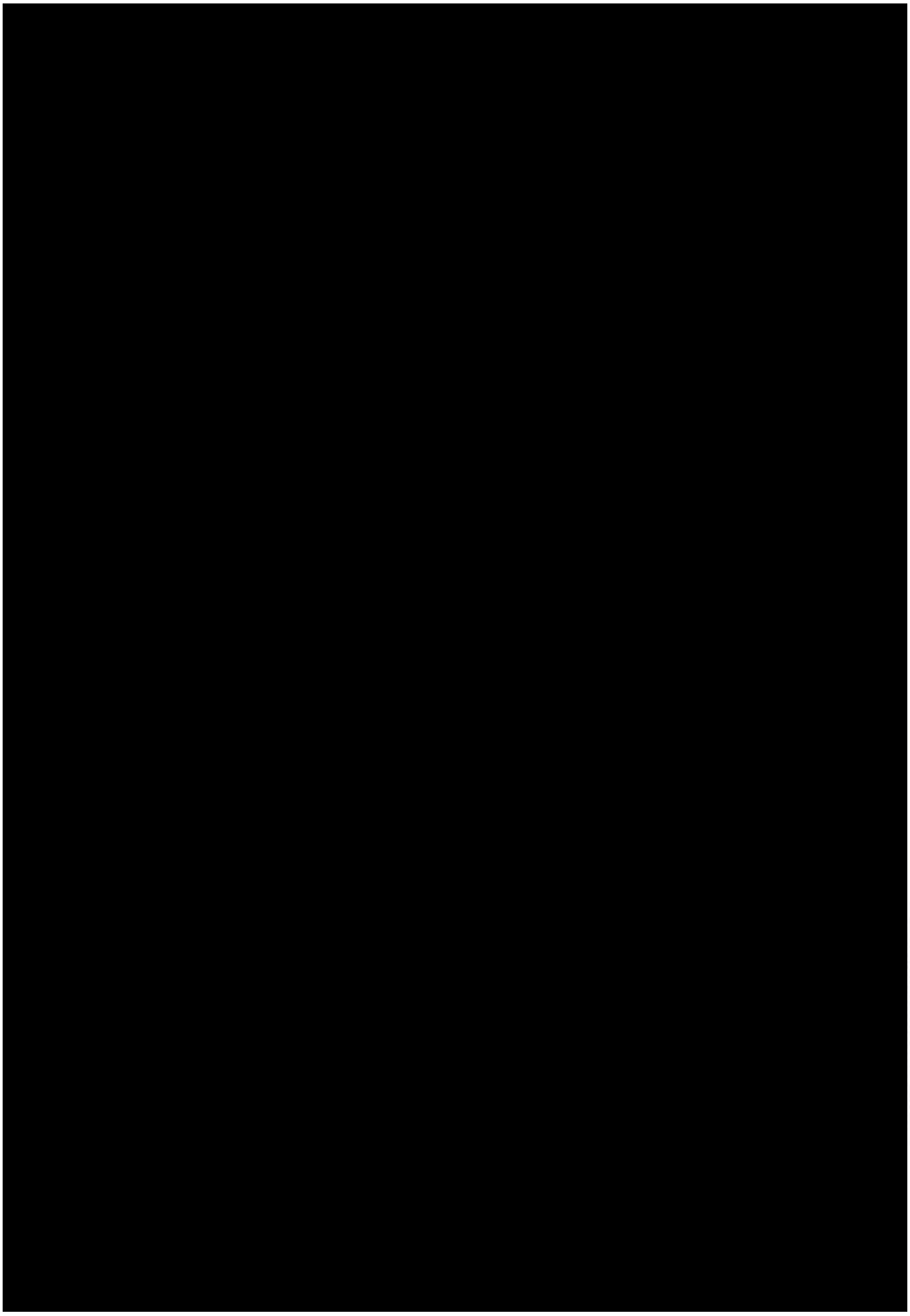
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Agrostis canina L., 1753	2018	Parnassia palustris L., 1753	2017
Agrostis stolonifera L., 1753	2018	Paspalum distichum L., 1759	2018
Baldellia repens (Lam.) Ooststr. ex Lawalrée, 1973	2018	Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2018
Betula pubescens Ehrh., 1791	2017	Potamogeton polygonifolius Pourr., 1788	2018
Bidens frondosa L., 1753	2018	Potentilla erecta (L.) Raeusch., 1797	2017
Carex elata All., 1785	2018	Ranunculus flammula L., 1753	2018
Carex trinervis Degl. ex Loisel., 1807	2018	Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805	2017
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	2018	Rhynchospora fusca (L.) W.T.Aiton, 1810	2017
Chara fragifera Durieu, 1859	2018	Rubus L., 1753	2017
Chara L., 1753	2012	Salix atrocinerea Brot., 1804	2012
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	2018	Schoenoplectus pungens (Vahl) Palla, 1888	2018
Cladium mariscus (L.) Pohl, 1809	2012	Schoenus nigricans L., 1753	2017
Drosera intermedia Hayne, 1798	2017	Scutellaria minor Huds., 1762	2017
Elatine hexandra (Lapierre) DC., 1808	2018	Sphagnum denticulatum f. crassicladum	2017
Eleocharis acicularis (L.) Roem. & Schult., 1817	2012	Spiranthes aestivalis (Poir.) Rich., 1817	2017
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	2018		
Erica scoparia L., 1753	2017		
Erica tetralix L., 1753	2017		
Eriophorum angustifolium Honck., 1782	2017		
Frangula alnus Mill., 1768	2017		
Holcus lanatus L., 1753	2018		
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	2018		
Hypericum elodes L., 1759	2018		
Iris pseudacorus L., 1753	2018		
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	2018		
Juncus bulbosus L., 1753	2018		
Juncus effusus L., 1753	2018		
Juncus heterophyllus Dufour, 1825	2012		
Juncus tenageia Ehrh. ex L.f., 1782	2012		
Lagarosiphon major (Ridl.) Moss, 1928	2018		
Leontodon saxatilis Lam., 1779	2017		
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864	2018		
Lobelia dortmanna L., 1753	2018		
Lobelia urens L., 1753	2017		
Lotus pedunculatus Cav., 1793	2018		
Lycopus europaeus L., 1753	2018		
Lysimachia tenella L., 1753	2017		
Lysimachia vulgaris L., 1753	2018		
Lythrum salicaria L., 1753	2018		
Mentha aquatica L., 1753	2018		
Molinia caerulea (L.) Moench, 1794	2018		
Myrica gale L., 1753	2017		
Myriophyllum alterniflorum DC., 1815	2018		
Nymphaea alba L., 1753	2018		
Osmunda regalis L., 1753	2017		

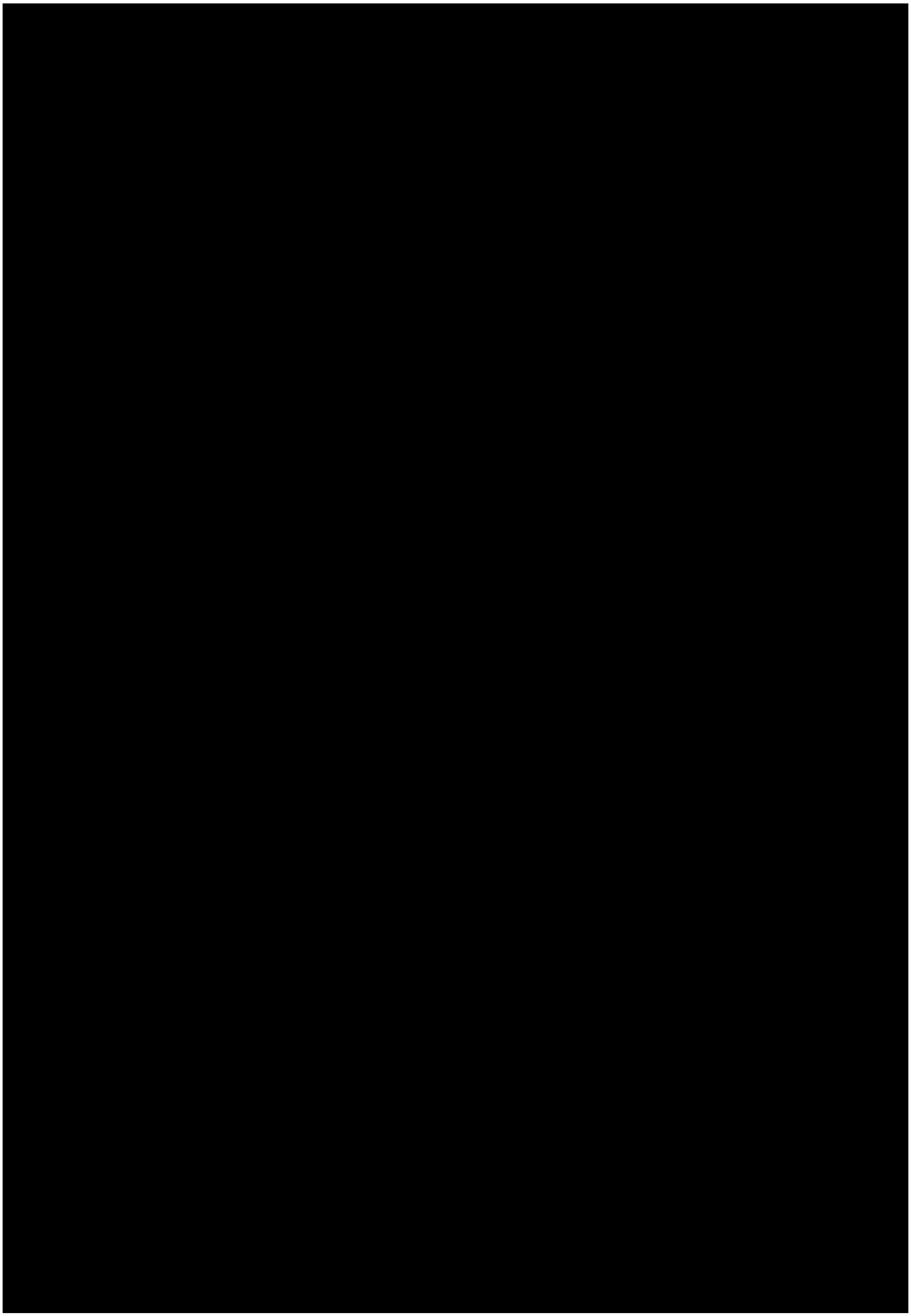
Annexe. 19. Cartes de localisation des dispositifs de suivi des forêts à Hêtre

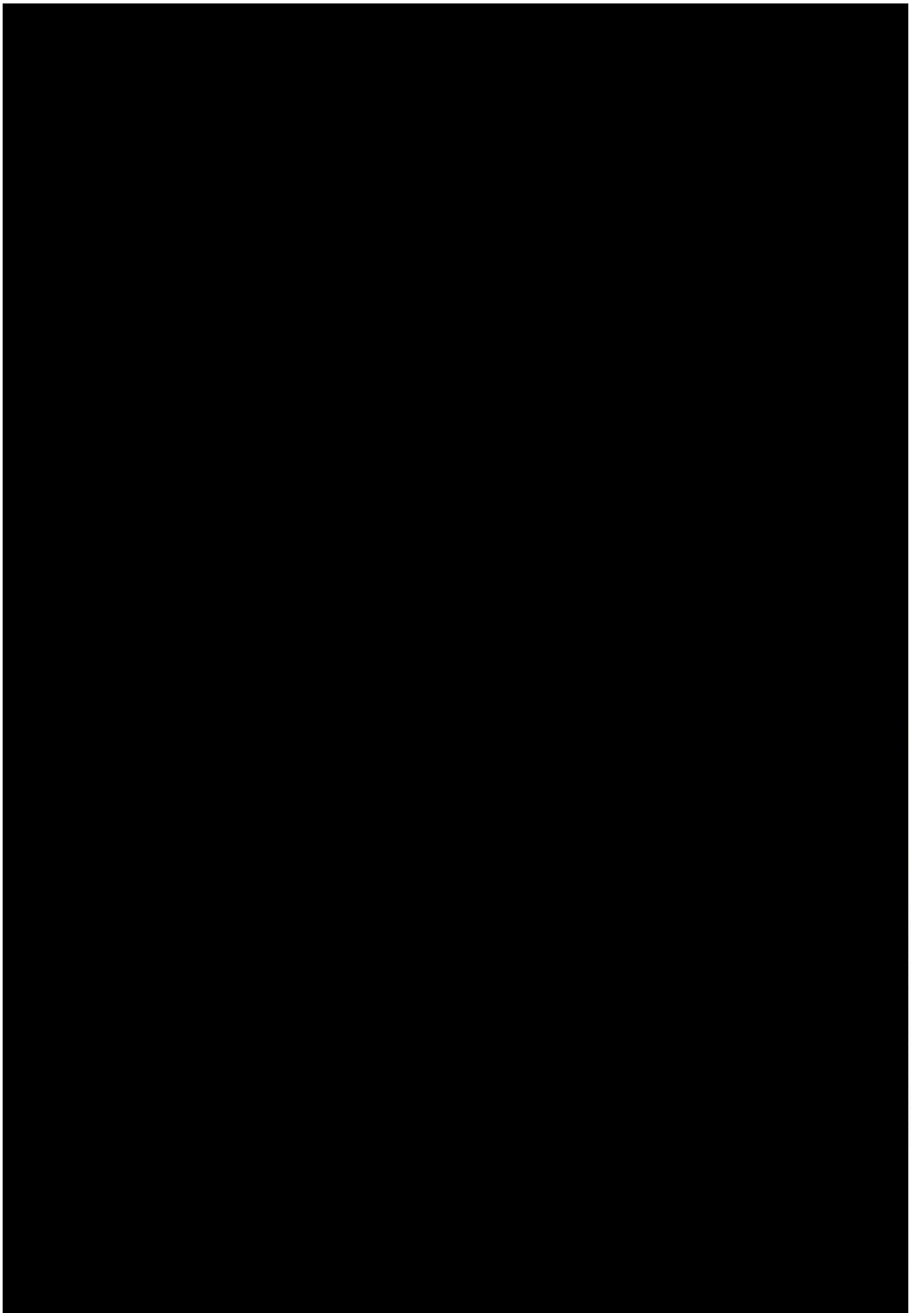


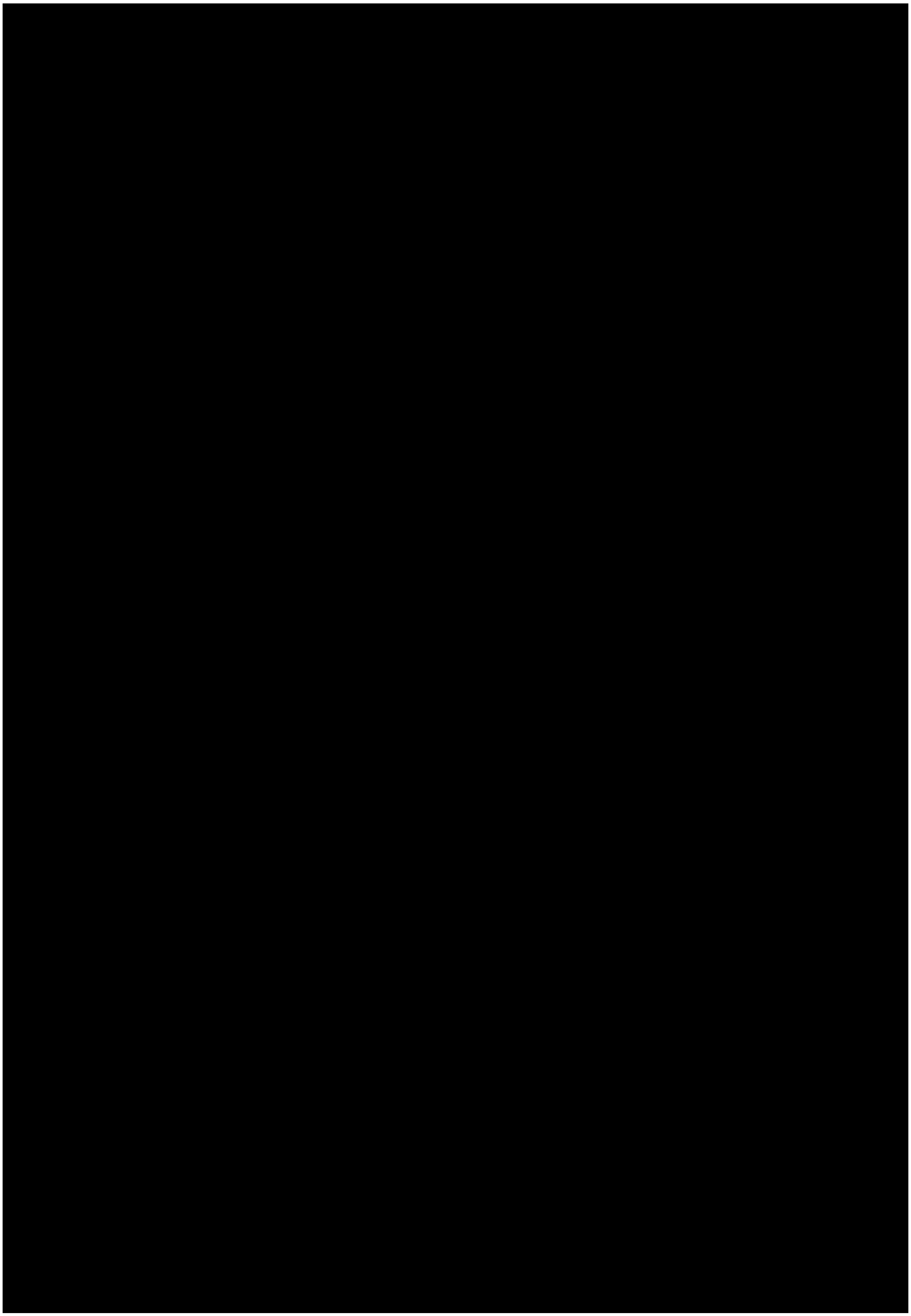


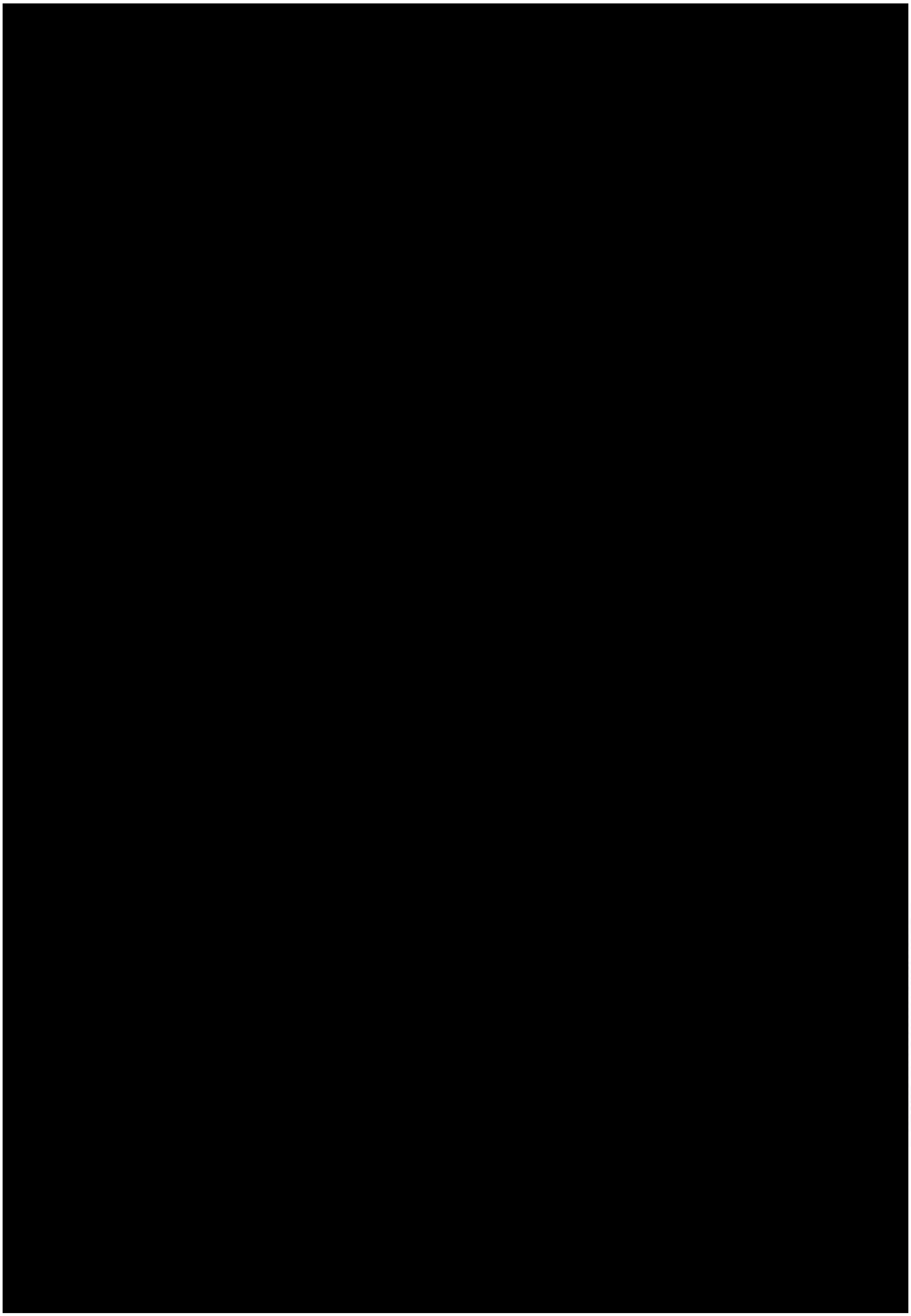


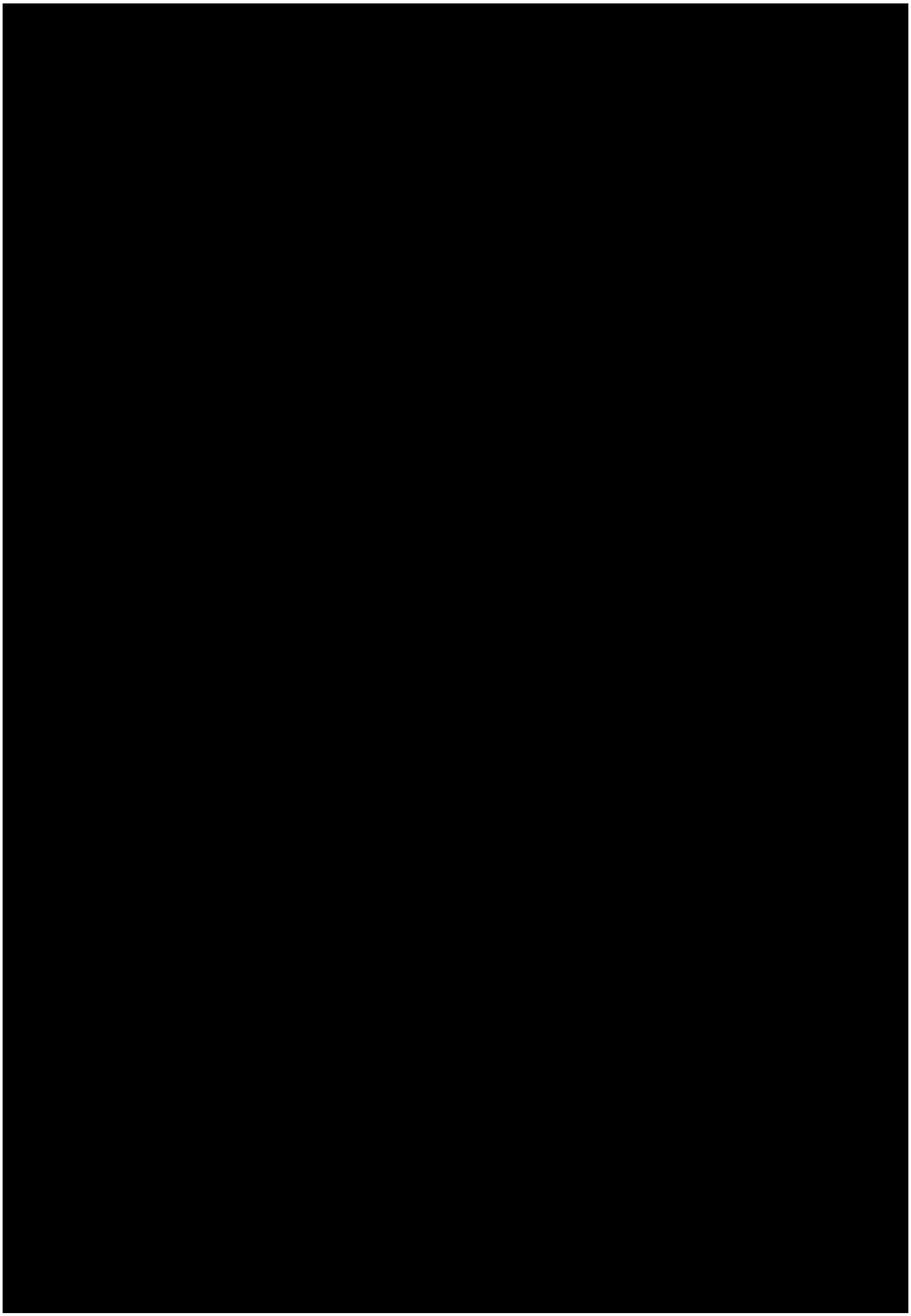


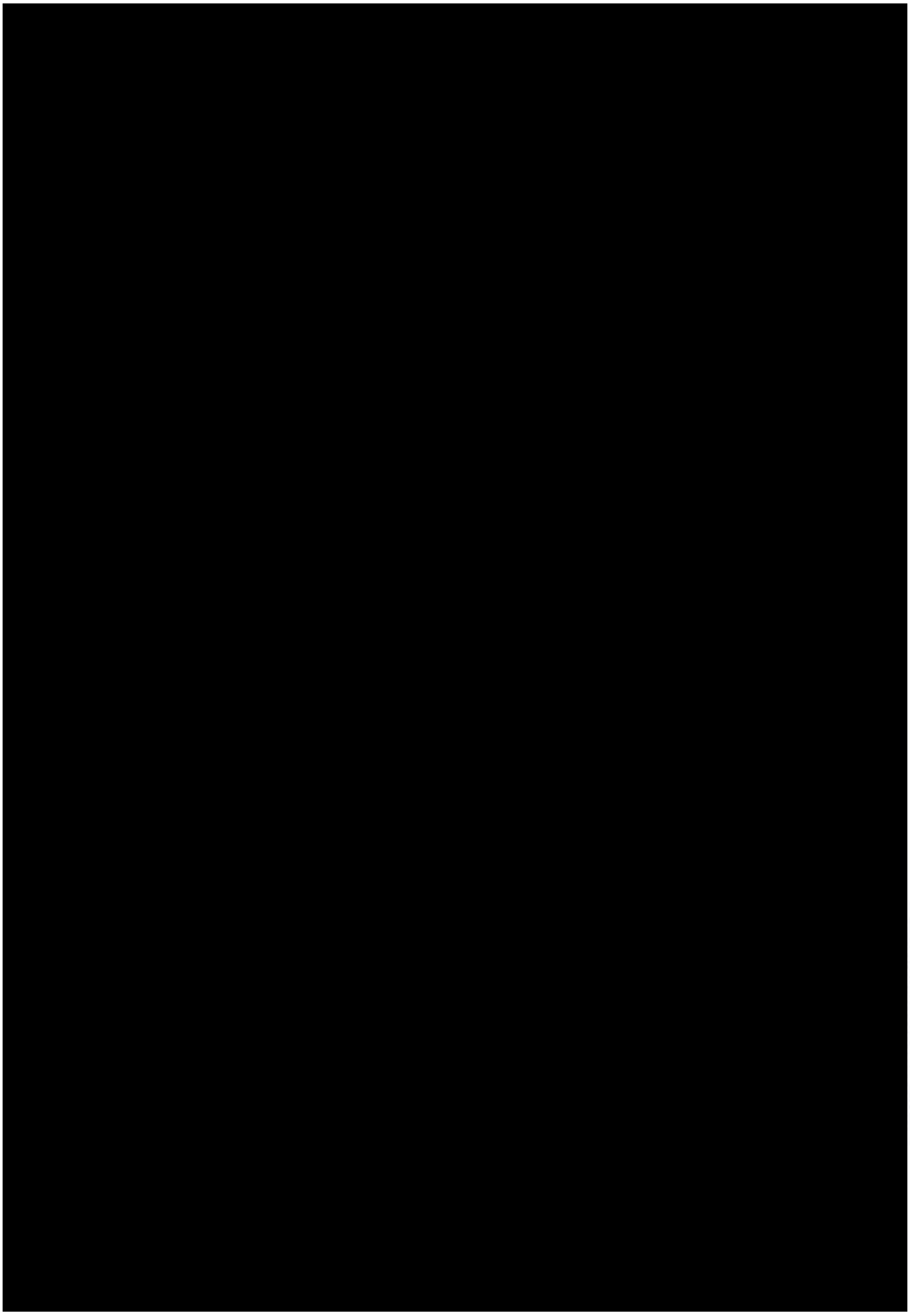




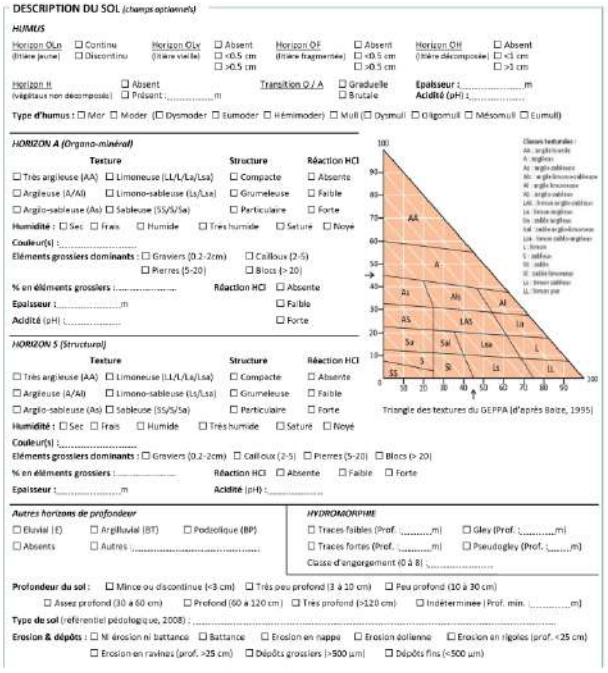








Annexe. 20. Bordereau de suivi des forêts à Hêtre



DESCRIPTION DU SOL *(champs optionnels)*

HUMUS

Horizon OLn (litière jaune) ☐ Continu ☐ Discontinu — Horizon OLv (litière verte) ☐ Absent ☐ <0.5 cm ☐ >0.5 cm — Horizon OF (litière fragmentée) ☐ Absent ☐ <0.5 cm ☐ >0.5 cm — Horizon OH (litière décomposée) ☐ Absent ☐ <1 cm ☐ >1 cm

Horizon H (végétaux non décomposés) ☐ Absent ☐ Présent : ..... m — Transition O / A ☐ Graduelle ☐ Brutale — Epaisseur : ..... m — Acidité (pH) : .....

Type d'humus : ☐ Mor ☐ Moder (☐ Dysmoder ☐ Eumoder ☐ Hémimoder) ☐ Mull (☐ Dysmull ☐ Oligomull ☐ Mésomull ☐ Eumull)

HORIZON A (Organo-minéral)

Texture: ☐ Très argileuse (AA) ☐ Limoneuse (LI/L/La/Lsa) ☐ Argileuse (A/Al) ☐ Limono-sableuse (Ls/Lsa) ☐ Argilo-sableuse (As) ☐ Sableuse (SS/S/Sa)

Structure: ☐ Compacte ☐ Grumeleuse ☐ Particulaire ☐ Absente ☐ Faible ☐ Forte

Réaction HCl: ☐ Absente ☐ Faible ☐ Forte

Humidité : ☐ Sec ☐ Frais ☐ Humide ☐ Très humide ☐ Saturé ☐ Noyé

Couleur(s) : .....

Eléments grossiers dominants : ☐ Graviers (0.2-2cm) ☐ Cailloux (2-5) ☐ Pierres (5-20) ☐ Blocs (> 20)

% en éléments grossiers : .....

Epaisseur : ..... m

Acidité (pH) : .....

HORIZON S (Structural)

Texture: ☐ Très argileuse (AA) ☐ Limoneuse (LI/L/La/Lsa) ☐ Argileuse (A/Al) ☐ Limono-sableuse (Ls/Lsa) ☐ Argilo-sableuse (As) ☐ Sableuse (SS/S/Sa)

Structure: ☐ Compacte ☐ Grumeleuse ☐ Particulaire ☐ Absente ☐ Faible ☐ Forte

Réaction HCl: ☐ Absente ☐ Faible ☐ Forte

Humidité : ☐ Sec ☐ Frais ☐ Humide ☐ Très humide ☐ Saturé ☐ Noyé

Couleur(s) : .....

Eléments grossiers dominants : ☐ Graviers (0.2-2cm) ☐ Cailloux (2-5) ☐ Pierres (5-20) ☐ Blocs (> 20)

% en éléments grossiers : .....

Epaisseur : ..... m

Réaction HCl ☐ Absente ☐ Faible ☐ Forte

Acidité (pH) : .....

Triangle des textures du GEPPA (d'après Baize, 1995)

Autres horizons de profondeur

☐ Eluvial (E) ☐ Argilluvial (BT) ☐ Podzolique (BP)

☐ Absents ☐ Autres : .....

HYDROMORPHIE

☐ Traces faibles (Prof. : ..... m) ☐ Gley (Prof. : ..... m)

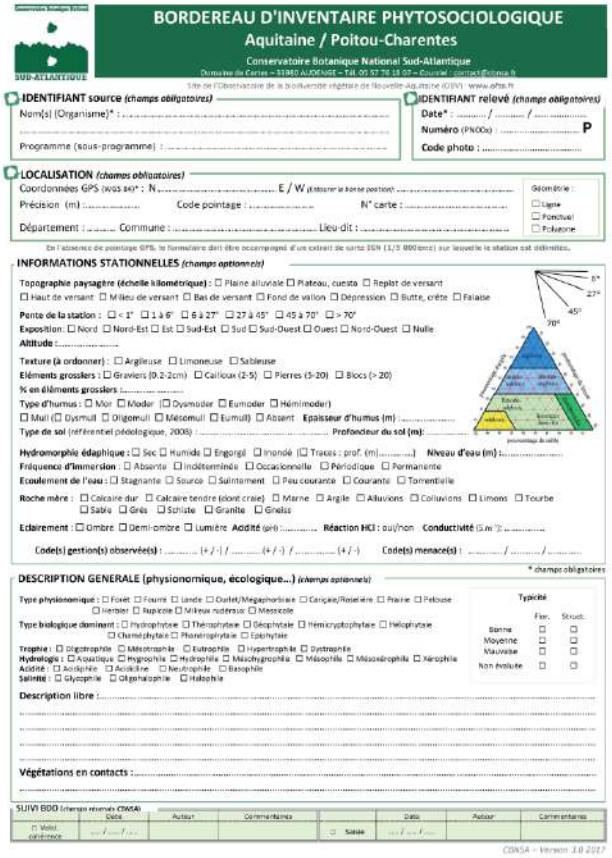
☐ Traces fortes (Prof. : ..... m) ☐ Pseudogley (Prof. : ..... m)

Classe d'engorgement (0 à 8) : .....

Profondeur du sol : ☐ Mince ou discontinue (<3 cm) ☐ Très peu profond (3 à 10 cm) ☐ Peu profond (10 à 30 cm) ☐ Assez profond (30 à 60 cm) ☐ Profond (60 à 120 cm) ☐ Très profond (>120 cm) ☐ Indéterminée | Prof. min. ..... m

Type de sol (référentiel pédologique, 2008) : .....

Erosion & dépôts : ☐ Ni érosion ni battance ☐ Battance ☐ Erosion en nappe ☐ Erosion éolienne ☐ Erosion en rigoles (prof. <25 cm) ☐ Erosion en ravines (prof. >25 cm) ☐ Dépôts grossiers (>500 µm) ☐ Dépôts fins (<500 µm)



BORDEREAU D'INVENTAIRE PHYTOSOCIOLOGIQUE

Aquitaine / Poitou-Charentes

Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique

Domaine de Certes – 33980 AUDENGE – Tél. 05 57 75 18 07 – Courriel : contact@cbnsa.fr

Site de l'Observatoire de la biodiversité végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV) : www.ofsa.fr

IDENTIFIANT source *(champs obligatoires)*

Nom(s) (Organisme)* : .....

Programme (sous-programme) : .....

IDENTIFIANT relevé *(champs obligatoires)*

Date* : ... / ... / .....

Numéro (PN00x) : ..... P

Code photo : .....

LOCALISATION *(champs obligatoires)*

Coordonnées GPS (WGS 84)* : N ..... E / W *(Entourer la bonne position)*

Précision (m) : ..... Code pointage : ..... N° carte : .....

Département : ..... Commune : ..... Lieu-dit : .....

Géométrie : ☐ Ligne ☐ Ponctuel ☐ Polygone

En l'absence de pointage GPS, le formulaire doit être accompagné d'un extrait de carte IGN (1/5 000 ème) sur lequel la station est délimitée.

INFORMATIONS STATIONNELLES *(champs optionnels)*

Topographie paysagère (échelle kilométrique) : ☐ Plaine alluviale ☐ Plateau, cuesta ☐ Replat de versant ☐ Haut de versant ☐ Milieu de versant ☐ Bas de versant ☐ Fond de vallon ☐ Dépression ☐ Butte, crête ☐ Falaise

Pente de la station : ☐ < 1° ☐ 1 à 6° ☐ 6 à 27° ☐ 27 à 45° ☐ 45 à 70° ☐ > 70°

Exposition : ☐ Nord ☐ Nord-Est ☐ Est ☐ Sud-Est ☐ Sud ☐ Sud-Ouest ☐ Ouest ☐ Nord-Ouest ☐ Nulle

Altitude : .....

Texture (à ordonner) : ☐ Argileuse ☐ Limoneuse ☐ Sableuse

Eléments grossiers : ☐ Graviers (0.2-2cm) ☐ Cailloux (2-5) ☐ Pierres (5-20) ☐ Blocs (> 20)

% en éléments grossiers : .....

Type d'humus : ☐ Mor ☐ Moder ☐ Dysmoder ☐ Eumoder ☐ Hémimoder) ☐ Mull (☐ Dysmull ☐ Oligomull ☐ Mésomull ☐ Eumull) ☐ Absent — Epaisseur d'humus (m) : .....

Type de sol (référentiel pédologique, 2008) : ..... Profondeur du sol (m) : .....

Hydromorphie édaphique : ☐ Sec ☐ Humide ☐ Engorgé ☐ Inondé (☐ Traces : prof. (m) .....) — Niveau d'eau (m) : .....

Fréquence d'immersion : ☐ Absente ☐ Indéterminée ☐ Occasionnelle ☐ Périodique ☐ Permanente

Ecoulement de l'eau : ☐ Stagnante ☐ Source ☐ Suintement ☐ Peu courante ☐ Courante ☐ Torrentielle

Roche mère : ☐ Calcaire dur ☐ Calcaire tendre (dont craie) ☐ Marne ☐ Argile ☐ Alluvions ☐ Colluvions ☐ Limons ☐ Tourbe ☐ Sable ☐ Grès ☐ Schiste ☐ Granite ☐ Gneiss

Eclairement : ☐ Ombre ☐ Demi-ombre ☐ Lumière — Acidité (pH) : ..... Réaction HCl : oui/non — Conductivité (µm⁻¹) : .....

Code(s) gestion(s) observée(s) : ..... (+ / -) / ..... (+ / -) / ..... (+ / -) — Code(s) menace(s) : ..... / ..... / .....

* champs obligatoires

DESCRIPTION GENERALE (physionomique, écologique...) *(champs optionnels)*

Type physionomique : ☐ Forêt ☐ Fourré ☐ Lande ☐ Ourlet/Mégaphorbiaie ☐ Cariçaie/Roselière ☐ Prairie ☐ Pelouse ☐ Herbier ☐ Aquicole ☐ Milieux rudéraux ☐ Mosaïque

Type biologique dominant : ☐ Hydrophytaie ☐ Thérophytaie ☐ Géophytaie ☐ Hémicryptophytaie ☐ Hélophytaie ☐ Chaméphytaie ☐ Phanérophytaie ☐ Epiphytaie

Trophie : ☐ Oligotrophile ☐ Mésotrophile ☐ Eutrophile ☐ Hypertrophile ☐ Dystrophile

Hydrologie : ☐ Aquatique ☐ Hygrophile ☐ Hydrophile ☐ Mésohygrophile ☐ Mésophile ☐ Mésoxérophile ☐ Xérophile

Acidité : ☐ Acidiphile ☐ Acidicline ☐ Neutrophile ☐ Basophile

Salinité : ☐ Glycophile ☐ Oligohalophile ☐ Halophile

Typicité: Flor. ☐ Struct. ☐ — Bonne ☐ ☐ — Moyenne ☐ ☐ — Mauvaise ☐ ☐ — Non évaluée ☐ ☐

Description libre : .....

Végétations en contacts : .....

SUIVI BDD (champs réservés CBNSA)

	Date	Auteur	Commentaires		Date	Auteur	Commentaires
☐ Relevé référence	.../.../...			☐ Saisie	.../.../...		

CBNSA – Version 3.0 2017

TYPOLOGIE

Syntaxon : .....

Codifications européennes: Natura 2000 : ..... EUNIS : ..... CORINE Biotopes : .....

Commentaires : ..... ☐ Com. basale ☐ Com. dérivée ☐ Com. fragm.

Type de relevé* : ☐ Phyto sigmatiste ☐ Phyto synusiale ☐ Phyto de suivi ☐ Floristique ☐ Aucun

STRUCTURE

Surface du relevé* (m²) : ..... Forme du relevé L x l (m) : ..... ☐ fragmenté

Strate arborée : rec* (%) : ..... H moy inf (m) : ..... H moy* (m) : ..... H moy sup (m) : .....

Strate arbustive : rec* (%) : ..... H moy inf (m) : ..... H moy* (m) : ..... H moy sup (m) : .....

Strate herbacée : rec* (%) : ..... H moy inf (m) : ..... H moy* (m) : ..... H moy sup (m) : .....

Strate bryophytique : rec* (%) : ..... H moy (m) : ..... dont Sphaignes : rec (%) : ..... H moy (m) : .....

Strate lichenique* : rec (%) : ..... Strate algale : rec (%) : .....

Rec total *(%) : ..... Litière : rec (%) : ..... Sol nu : rec (%) : .....

Qualité du relevé : Bonne ☐ Moyenne ☐ (Faible ☐)

Temps passé: .....

	Taxons	A	a	h	m		Taxons	A	a	h	m
1						31					
2						32					
3						33					
4						34					
5						35					
6						36					
7						37					
8						38					
9						39					
10						40					
11						41					
12						42					
13						43					
14						44					
15						45					
16						46					
17						47					
18						48					
19						49					
20						50					
21						51					
22						52					
23						53					
24						54					
25						55					
26						56					
27						57					
28						58					
29						59					
30						60					

Schéma :

A : espèces supérieures à 7 m a : espèces d'environ 2 à 7 m de hauteur h : espèces inférieures à environ 2 m m : espèces bryolichéniques

Indice d'abondance - dominance

5 : Recouvrement > 75% de la surface de référence

4 : Recouvrement de 50-75% de la surface de référence

3 : Recouvrement de 25-50% de la surface de référence

2 : Individus très nombreux mais recouvrement < 5 %, ou nombre d'individus quelconques mais recouvrement de 5 à 25 %

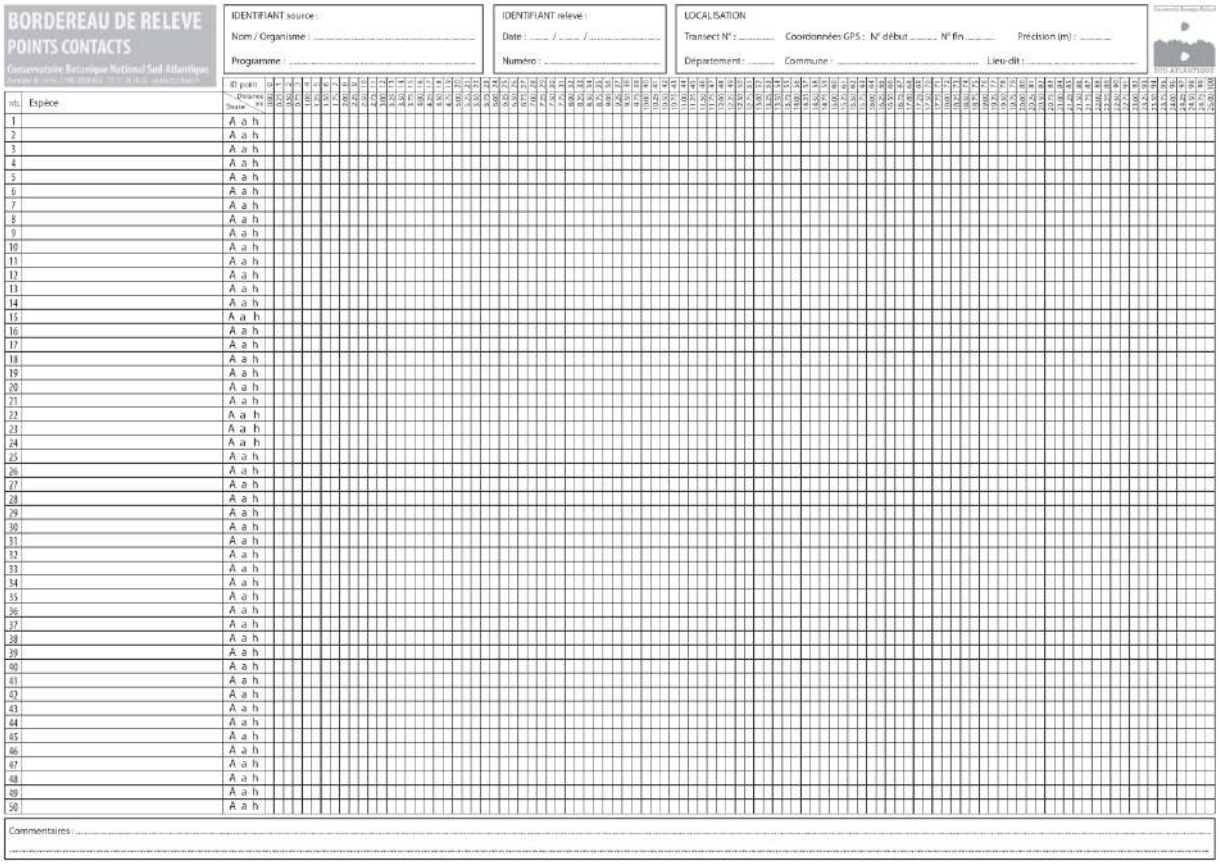
1 : Individus nombreux mais recouvrement < à 5 %, ou nombre d'individus quelconques mais recouvrement de 1 à 5 %

+ : Peu d'individus, avec très faible recouvrement

r : Très peu abondant, recouvrement très faible

i : Individu unique

CBNSA – Version 3.0 2017



BORDEREAU DE RELEVE
POINTS CONTACTS
Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique

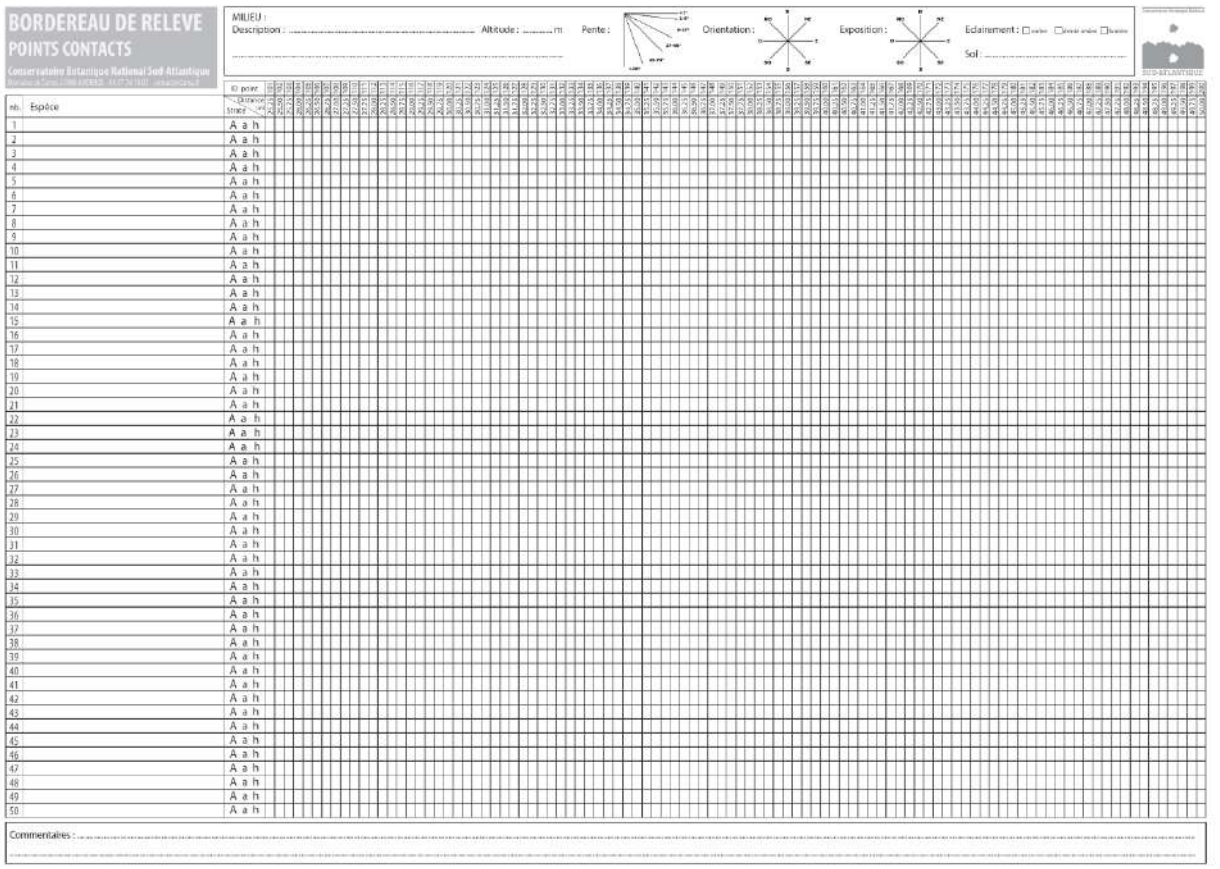
IDENTIFIANT source :
Nom / Organisme : .....
Programme : .....

IDENTIFIANT relevé :
Date : ..... / ..... / .....
Numéro : .....

LOCALISATION
Transect N° : ..... Coordonnées GPS : N° début ..... N° fin ..... Précision (m) : .....
Département : ..... Commune : ..... Lieu-dit : .....

nb.	Espèce	ID point Distance Strate	1 0 A	2 0 A	3 0 A	4 0 A	5 0 A	6 0 A	7 0 A	8 0 A	9 0 A	10 0 A	11 0 A	12 0 A	13 0 A	14 0 A	15 0 A	16 0 A	17 0 A	18 0 A	19 0 A	20 0 A	21 0 A	22 0 A	23 0 A	24 0 A	25 0 A	26 0 A	27 0 A	28 0 A	29 0 A	30 0 A	31 0 A	32 0 A	33 0 A	34 0 A	35 0 A	36 0 A	37 0 A	38 0 A	39 0 A	40 0 A	41 0 A	42 0 A	43 0 A	44 0 A	45 0 A	46 0 A	47 0 A	48 0 A	49 0 A	50 0 A
1			a	h																																																			
2			a	h																																																		
3			a	h																																																		
4			a	h																																																		
5			a	h																																																		
6			a	h																																																		
7			a	h																																																		
8			a	h																																																		
9			a	h																																																		
10			a	h																																																		
11			a	h																																																		
12			a	h																																																		
13			a	h																																																		
14			a	h																																																		
15			a	h																																																		
16			a	h																																																		
17			a	h																																																		
18			a	h																																																		
19			a	h																																																		
20			a	h																																																		
21			a	h																																																		
22			a	h																																																		
23			a	h																																																		
24			a	h																																																		
25			a	h																																																		
26			a	h																																																		
27			a	h																																																		
28			a	h																																																		
29			a	h																																																		
30			a	h																																																		
31			a	h																																																		
32			a	h																																																		
33			a	h																																																		
34			a	h																																																		
35			a	h																																																		
36			a	h																																																		
37			a	h																																																		
38			a	h																																																		
39			a	h																																																		
40			a	h																																																		
41			a	h																																																		
42			a	h																																																		
43			a	h																																																		
44			a	h																																																		
45			a	h																																																		
46			a	h																																																		
47			a	h																																																		
48			a	h																																																		
49			a	h																																																		
50			a	h																																																		

Commentaires : .....



BORDEREAU DE RELEVE
POINTS CONTACTS
Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique

MILIEU :
Description : ..... Altitude : ..... m Pente : Orientation : Exposition : Eclairement : ☐ ombre ☐ mi-ombre ☐ lumière
..... Sol : .....

nb.	Espèce	ID point Distance Strate	1 0 A	2 0 A	3 0 A	4 0 A	5 0 A	6 0 A	7 0 A	8 0 A	9 0 A	10 0 A	11 0 A	12 0 A	13 0 A	14 0 A	15 0 A	16 0 A	17 0 A	18 0 A	19 0 A	20 0 A	21 0 A	22 0 A	23 0 A	24 0 A	25 0 A	26 0 A	27 0 A	28 0 A	29 0 A	30 0 A	31 0 A	32 0 A	33 0 A	34 0 A	35 0 A	36 0 A	37 0 A	38 0 A	39 0 A	40 0 A	41 0 A	42 0 A	43 0 A	44 0 A	45 0 A	46 0 A	47 0 A	48 0 A	49 0 A	50 0 A
1			a	h																																																			
2			a	h																																																		
3			a	h																																																		
4			a	h																																																		
5			a	h																																																		
6			a	h																																																		
7			a	h																																																		
8			a	h																																																		
9			a	h																																																		
10			a	h																																																		
11			a	h																																																		
12			a	h																																																		
13			a	h																																																		
14			a	h																																																		
15			a	h																																																		
16			a	h																																																		
17			a	h																																																		
18			a	h																																																		
19			a	h																																																		
20			a	h																																																		
21			a	h																																																		
22			a	h																																																		
23			a	h																																																		
24			a	h																																																		
25			a	h																																																		
26			a	h																																																		
27			a	h																																																		
28			a	h																																																		
29			a	h																																																		
30			a	h																																																		
31			a	h																																																		
32			a	h																																																		
33			a	h																																																		
34			a	h																																																		
35			a	h																																																		
36			a	h																																																		
37			a	h																																																		
38			a	h																																																		
39			a	h																																																		
40			a	h																																																		
41			a	h																																																		
42			a	h																																																		
43			a	h																																																		
44			a	h																																																		
45			a	h																																																		
46			a	h																																																		
47			a	h																																																		
48			a	h																																																		
49			a	h																																																		
50			a	h																																																		

Commentaires : .....

Annexe. 21. Flore recensée sur les sites de suivi de forêt à Hêtre

- Bois de Benejacq (Bénéjacq, 64)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2018	Plagiothecium succulentum (Wilson) Lindb., 1865	2018
Athyrium filix-femina (L.) Roth, 1799	2018	Platygyrium repens (Brid.) Schimp., 1851	2018
Atrichum undulatum (Hedw.) P.Beauv., 1805	2018	Pleuridium acuminatum Lindb., 1863	2018
Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838	2018	Pogonatum P.Beauv., 1804	2018
Betula pendula Roth, 1788	2018	Polytrichum formosum Hedw., 1801	2018
Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	2018	Porella platyphylla (L.) Pfeiff., 1855	2018
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	2018	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Calypogeia arguta Nees & Mont., 1838	2018	Quercus petraea Liebl., 1784	2018
Campylopus introflexus (Hedw.) Brid., 1819	2018	Quercus robur L., 1753	2018
Carex pilulifera L., 1753	2018	Quercus x rosacea Bechst., 1813	2018
Carex sylvatica Huds., 1762	2018	Rubus L., 1753	2018
Castanea sativa Mill., 1768	2018	Teucrium scorodonia L., 1753	2018
Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	2018	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	2018
Dicranum montanum Hedw., 1801	2018	Ulota bruchii Hornsch. ex Brid., 1827	2018
Dicranum scoparium Hedw., 1801	2018	Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	2018
Diplophyllum obtusifolium (Hook.) Dumort., 1835	2018	Vaccinium myrtillus L., 1753	2018
Euphorbia amygdaloides L., 1753	2018		
Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	2018		
Fagus sylvatica L., 1753	2018		
Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	2018		
Hedera helix L., 1753	2018		
Hygroamblystegium varium (Hedw.) Mönk., 1911	2018		
Hypericum androsaemum L., 1753	2018		
Hypericum pulchrum L., 1753	2018		
Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	2018		
Ilex aquifolium L., 1753	2018		
Isothecium alopecuroides (Lam. ex Dubois) Isov., 1981	2018		
Isothecium myosuroides Brid., 1827	2018		
Juncus effusus L., 1753	2018		
Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	2018		
Lonicera periclymenum L., 1753	2018		
Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin, 1811	2018		
Metzgeria furcata (L.) Dumort.	2018		
Microlejeunea ulicina (Taylor) A.Evans	2018		
Neckera pumila Hedw., 1801	2018		
Normandina pulchella (Borrer) Nyl., 1861	2018		
Orthotrichum affine Schrad. ex Brid., 1801	2018		
Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	2018		
Orthotrichum striatum Hedw., 1801	2018		

- Bois de Mixe (Orègue, 64)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Acer campestre L., 1753	2018	Hypericum androsaemum L., 1753	2018
Acer pseudoplatanus L., 1753	2018	Hypericum pulchrum L., 1753	2018
Ajuga reptans L., 1753	2018	Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	2018
Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2018	Ilex aquifolium L., 1753	2018
Anemone nemorosa L., 1753	2018	Isothecium alopecuroides (Lam. ex Dubois) Isov., 1981	2018
Athyrium filix-femina (L.) Roth, 1799	2018	Isothecium myosuroides Brid., 1827	2018
Atrichum undulatum (Hedw.) P.Beauv., 1805	2018	Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	2018
Betonica officinalis L., 1753	2018	Lejeunea cavifolia (Ehrh.) Lindb., 1871	2018
Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	2018	Lepidozia reptans (L.) Dumort., 1835	2018
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.Beauv., 1812	2018	Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	2018
Calypogeia arguta Nees & Mont., 1838	2018	Lonicera periclymenum L., 1753	2018
Calypogeia fissa (L.) Raddi, 1818	2018	Lophocolea heterophylla (Schrad.) Dumort., 1835	2018
Carex pilulifera L., 1753	2018	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	2018
Carex sylvatica Huds., 1762	2018	Microlejeunea ulicina (Taylor) A.Evans	2018
Carex umbrosa Host, 1801	2018	Mnium hornum Hedw., 1801	2018
Castanea sativa Mill., 1768	2017	Neckera pumila Hedw., 1801	2018
Cephalozia bicuspidata (L.) Dumort., 1835	2018	Nowellia curvifolia (Dicks.) Mitt., 1870	2018
Cephaloziella hampeana (Nees) Schiffn.	2018	Odontoschisma denudatum (Mart.) Dumort., 1835	2018
Corylus avellana L., 1753	2018	Orthotrichum affine Schrad. ex Brid., 1801	2018
Crataegus monogyna Jacq., 1775	2018	Pellia epiphylla (L.) Corda, 1829	2018
Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	2018	Poa nemoralis L., 1753	2018
Dioscorea communis (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2018	Polygonatum multiflorum (L.) All., 1785	2018
Diplophyllum albicans (L.) Dumort., 1835	2018	Polytrichum formosum Hedw., 1801	2018
Euphorbia amygdaloides L., 1753	2018	Prunus avium (L.) L., 1755	2017
Euphorbia dulcis L., 1753	2018	Pseudarrhenatherum longifolium (Thore) Rouy, 1922	2018
Euphorbia hyberna L., 1753	2018	Pseudotaxiphyllum elegans (Brid.) Z.Iwats., 1987	2018
Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	2018	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Exsertotheca crispa (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2018	Pulmonaria longifolia (Bastard) Boreau, 1857	2018
Fagus sylvatica L., 1753	2018	Pulmonaria longifolia subsp. longifolia (Bastard) Boreau, 1857	2018
Fissidens bryoides Hedw., 1801	2018	Pylaisia polyantha (Hedw.) Schimp., 1851	2018
Fissidens dubius P.Beauv., 1805	2018	Quercus petraea Liebl., 1784	2018
Fissidens taxifolius Hedw., 1801	2018	Quercus robur L., 1753	2018
Fraxinus excelsior L., 1753	2018	Quercus rubra L., 1753	2018
Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	2018	Quercus x rosacea Bechst., 1813	2017
Frullania fragilifolia (Taylor) Gottsche, Lindenb. & Nees, 1845	2018	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	2018
Hedera helix L., 1753	2018	Ranunculus tuberosus Lapeyr., 1813	2018
Helleborus viridis L., 1753	2018	Rhytidiadelphus loreus (Hedw.) Warnst., 1906	2018
Homalia trichomanoides (Hedw.) Brid.	2018	Rubus L., 1753	2018
Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	2018	Ruscus aculeatus L., 1753	2018
Hyocomium armoricum (Brid.) Wijk & Margad., 1961	2018	Scapania nemorea (L.) Grolle, 1963	2018

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Solidago virgaurea L., 1753	2018
Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	2018
Tetraphis pellucida Hedw., 1801	2018
Teucrium scorodonia L., 1753	2018
Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	2018
Tractema lilio-hyacinthus (L.) Speta, 1998	2018
Ulota bruchii Hornsch. ex Brid., 1827	2018
Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	2018
Veronica chamaedrys L., 1753	2018
Viola riviniana Rchb., 1823	2018
Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	2018

- Hêtraie de Born (Saint Mesmin, 24)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2018	Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	2018
Antitrichia curtipendula (Hedw.) Brid., 1819	2018	Orthotrichum striatum Hedw., 1801	2018
Atrichum undulatum (Hedw.) P.Beauv., 1805	2018	Pogonatum aloides (Hedw.) P.Beauv., 1805	2018
Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838	2018	Polytrichum formosum Hedw., 1801	2018
Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	2018	Pseudoscleropodium purum (Hedw.) M.Fleisch., 1923	2018
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	2018	Pseudotaxiphyllum elegans (Brid.) Z.Iwats., 1987	2018
Campylopus flexuosus (Hedw.) Brid., 1819	2018	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Carex pilulifera L., 1753	2018	Quercus robur L., 1753	2018
Carpinus betulus L., 1753	2018	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	2018
Castanea sativa Mill., 1768	2018	Rhytidiadelphus loreus (Hedw.) Warnst., 1906	2018
Convallaria majalis L., 1753	2018	Rhytidiadelphus triquetrus (Hedw.) Warnst., 1906	2018
Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	2018	Rubus L., 1753	2018
Dicranum montanum Hedw., 1801	2018	Tetraphis pellucida Hedw., 1801	2018
Dicranum scoparium Hedw., 1801	2018	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	2018
Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	2018	Ulota bruchii Hornsch. ex Brid., 1827	2018
Exsertotheca crispa (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2018	Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	2018
Fagus sylvatica L., 1753	2018	Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	2018
Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	2018		
Frullania tamarisci (L.) Dumort., 1835	2018		
Hedera helix L., 1753	2018		
Hylocomium splendens (Hedw.) Schimp., 1852	2018		
Hypnum andoi A.J.E.Sm., 1981	2018		
Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	2018		
Hypnum jutlandicum Holmen & E.Warncke, 1969	2018		
Ilex aquifolium L., 1753	2018		
Isothecium alopecuroides (Lam. ex Dubois) Isov., 1981	2018		
Isothecium myosuroides Brid., 1827	2018		
Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	2018		
Lejeunea cavifolia (Ehrh.) Lindb., 1871	2018		
Lepidozia reptans (L.) Dumort., 1835	2018		
Leucobryum glaucum (Hedw.) Ångstr., 1845	2018		
Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	2018		
Leucodon sciuroides (Hedw.) Schwägr., 1816	2018		
Loeskeobryum brevirostre (Brid.) M.Fleisch., 1925	2018		
Lonicera periclymenum L., 1753	2018		
Lophocolea heterophylla (Schrad.) Dumort., 1835	2018		
Metzgeria furcata (L.) Dumort.	2018		
Microlejeunea ulicina (Taylor) A.Evans	2018		
Mnium hornum Hedw., 1801	2018		
Neckera pumila Hedw., 1801	2018		
Orthotrichum affine Schrad. ex Brid., 1801	2018		

- Hêtraie de Lascaux (Montignac, 33)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Acer campestre L., 1753	2018	Luzula forsteri (Sm.) DC., 1806	2018
Arum italicum Mill., 1768	2018	Melittis melissophyllum L., 1753	2018
Betonica officinalis L., 1753	2018	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	2018
Brachypodium rupestre (Host) Roem. & Schult., 1817	2018	Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	2018
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.Beauv., 1812	2018	Poa pratensis L., 1753	2018
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	2018	Porella platyphylla (L.) Pfeiff., 1855	2018
Carex flacca Schreb., 1771	2018	Potentilla sterilis (L.) Garcke, 1856	2018
Carpinus betulus L., 1753	2018	Primula veris L., 1753	2018
Castanea sativa Mill., 1768	2018	Prunus avium (L.) L., 1755	2018
Cephalanthera rubra (L.) Rich., 1817	2018	Prunus mahaleb L., 1753	2018
Cornus mas L., 1753	2018	Prunus spinosa L., 1753	2018
Cornus sanguinea L., 1753	2018	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Corylus avellana L., 1753	2018	Quercus pubescens Willd., 1805	2018
Crataegus monogyna Jacq., 1775	2018	Quercus x streimeri Heuff. ex Freyn, 1878	2018
Ctenidium molluscum (Hedw.) Mitt., 1869	2018	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	2018
Dicranum scoparium Hedw., 1801	2018	Ranunculus bulbosus L., 1753	2018
Dioscorea communis (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2018	Rosa arvensis Huds., 1762	2018
Epipactis helleborine (L.) Crantz, 1769	2018	Rosa x pervirens Gren. ex Tourlet, 1908	2018
Euphorbia dulcis L., 1753	2018	Rubia peregrina L., 1753	2018
Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	2018	Rubus L., 1753	2018
Fagus sylvatica L., 1753	2018	Ruscus aculeatus L., 1753	2018
Festuca L., 1753	2018	Sorbus domestica L., 1753	2018
Fissidens dubius P.Beauv., 1805	2018	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	2018
Fissidens taxifolius Hedw., 1801	2018	Tanacetum corymbosum (L.) Sch.Bip., 1844	2018
Fragaria vesca L., 1753	2018	Teucrium scorodonia L., 1753	2018
Fraxinus excelsior L., 1753	2018	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	2018
Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	2018	Viburnum lantana L., 1753	2018
Frullania tamarisci (L.) Dumort., 1835	2018	Vincetoxicum hirundinaria Medik., 1790	2018
Hedera helix L., 1753	2018	Viola reichenbachiana Jord. ex Boreau, 1857	2018
Helleborus foetidus L., 1753	2018	Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	2018
Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	2018		
Hypericum pulchrum L., 1753	2018		
Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	2018		
Isothecium myosuroides Brid., 1827	2018		
Juglans regia L., 1753	2018		
Juniperus communis L., 1753	2018		
Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	2018		
Lathyrus linifolius (Reichard) Bässler, 1971	2018		
Lathyrus niger (L.) Bernh., 1800	2018		
Leucodon sciuroides (Hedw.) Schwägr., 1816	2018		
Ligustrum vulgare L., 1753	2018		

- Hêtraie de Laveyron (Lussagnet, 40)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2018	Pyrus L., 1753	2018
Athyrium filix-femina (L.) Roth, 1799	2018	Quercus L., 1753	2018
Atrichum undulatum (Hedw.) P.Beauv., 1805	2018	Quercus robur L., 1753	2018
Blechnum spicant (L.) Roth, 1794	2018	Radula complanata (L.) Dumort., 1831	2018
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	2018	Rubus L., 1753	2018
Calypogeia arguta Nees & Mont., 1838	2018	Ruscus aculeatus L., 1753	2018
Calypogeia fissa (L.) Raddi, 1818	2018	Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	2018
Campylopus introflexus (Hedw.) Brid., 1819	2018	Tetraphis pellucida Hedw., 1801	2018
Carex umbrosa Host, 1801	2018	Teucrium scorodonia L., 1753	2018
Castanea sativa Mill., 1768	2018	Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	2018
Corylus avellana L., 1753	2018	Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	2018
Cytisus scoparius (L.) Link, 1822	2018	Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	2018
Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	2018		
Dicranum scoparium Hedw., 1801	2018		
Dryopteris affinis subsp. affinis (Lowe) Fraser-Jenk., 1979	2018		
Dryopteris filix-mas (L.) Schott, 1834	2018		
Euphorbia amygdaloides L., 1753	2018		
Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	2018		
Fagus sylvatica L., 1753	2018		
Fissidens bryoides Hedw., 1801	2018		
Fissidens exilis Hedw., 1801	2018		
Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	2018		
Hedera helix L., 1753	2018		
Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	2018		
Hypericum androsaemum L., 1753	2018		
Hypericum pulchrum L., 1753	2018		
Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	2018		
Ilex aquifolium L., 1753	2018		
Isothecium myosuroides Brid., 1827	2018		
Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	2018		
Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	2018		
Leucodon sciuroides (Hedw.) Schwägr., 1816	2018		
Lonicera periclymenum L., 1753	2018		
Luzula multiflora (Ehrh.) Lej., 1811	2018		
Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin, 1811	2018		
Metzgeria furcata (L.) Dumort.	2018		
Neckera pumila Hedw., 1801	2018		
Orthotrichum affine Schrad. ex Brid., 1801	2018		
Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	2018		
Pleuridium acuminatum Lindb., 1863	2018		
Polytrichum formosum Hedw., 1801	2018		
Pseudotaxiphyllum elegans (Brid.) Z.Iwats., 1987	2018		
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018		

- Hêtraie du Ciron (Pompéjac / Préchac / Lucmau, 33)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Acer campestre L., 1753	2018	Fagus sylvatica L., 1753	2018
Acer negundo L., 1753	2018	Ficaria verna Huds., 1762	2018
Ajuga reptans L., 1753	2018	Fissidens taxifolius Hedw., 1801	2017
Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2017	Fragaria vesca L., 1753	2018
Alliaria petiolata (M.Bieb.) Cavara & Grande, 1913	2018	Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	2017
Anomodon viticulosus (Hedw.) Hook. & Taylor, 1818	2017	Frullania tamarisci (L.) Dumort., 1835	2017
Anthoxanthum odoratum L., 1753	2018	Geranium robertianum L., 1753	2018
Arum italicum Mill., 1768	2018	Geum urbanum L., 1753	2018
Asplenium scolopendrium L., 1753	2018	Glechoma hederacea L., 1753	2018
Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838	2018	Hedera helix L., 1753	2018
Brachypodium rupestre (Host) Roem. & Schult., 1817	2018	Helleborus foetidus L., 1753	2018
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.Beauv., 1812	2018	Holcus lanatus L., 1753	2018
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	2017	Homalia trichomanoides (Hedw.) Brid.	2017
Bromopsis ramosa (Huds.) Holub, 1973	2017	Homalothecium lutescens (Hedw.) H.Rob., 1962	2017
Campanula trachelium L., 1753	2018	Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	2017
Campylopus introflexus (Hedw.) Brid., 1819	2017	Humulus lupulus L., 1753	2018
Carex arenaria L., 1753	2018	Ilex aquifolium L., 1753	2018
Carex digitata L., 1753	2018	Iris foetidissima L., 1753	2017
Carex flacca Schreb., 1771	2018	Isothecium alopecuroides (Lam. ex Dubois) Isov., 1981	2017
Carex pilulifera L., 1753	2018	Isothecium myosuroides Brid., 1827	2017
Carpinus betulus L., 1753	2018	Juglans regia L., 1753	2018
Cephalanthera Rich., 1817	2018	Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	2017
Circaea lutetiana L., 1753	2018	Lapsana communis L., 1753	2018
Clematis vitalba L., 1753	2018	Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	2017
Clinopodium L., 1753	2018	Ligustrum vulgare L., 1753	2018
Convallaria majalis L., 1753	2018	Lonicera periclymenum L., 1753	2018
Cornus sanguinea L., 1753	2018	Lonicera xylosteum L., 1753	2018
Corylus avellana L., 1753	2018	Lophocolea heterophylla (Schrad.) Dumort., 1835	2017
Crataegus monogyna Jacq., 1775	2018	Luzula forsteri (Sm.) DC., 1806	2018
Cryphaea heteromalla (Hedw.) D.Mohr, 1814	2017	Melica uniflora Retz., 1779	2018
Cytisus scoparius (L.) Link, 1822	2018	Mentha aquatica L., 1753	2016
Dactylis glomerata L., 1753	2018	Mercurialis perennis L., 1753	2018
Dactylis L., 1753	2018	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	2017
Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., 1856	2017	Mnium hornum Hedw., 1801	2017
Dicranum scoparium Hedw., 1801	2017	Orobanche L., 1753	2018
Dioscorea communis (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2018	Oxyrrhynchium hians (Hedw.) Loeske, 1907	2017
Euonymus europaeus L., 1753	2018	Picea A.Dietr., 1824	2017
Eupatorium cannabinum L., 1753	2016	Pinus pinaster Aiton, 1789	2018
Euphorbia amygdaloides L., 1753	2018	Poa L., 1753	2016
Euphorbia dulcis L., 1753	2018	Poa trivialis L., 1753	2018
Euphorbia illirica Lam., 1788	2017	Poa trivialis subsp. trivialis L., 1753	2018
Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	2017	Porella platyphylla (L.) Pfeiff., 1855	2017
Exsertotheca crispa (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2017	Potentilla sterilis (L.) Garcke, 1856	2018

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Primula veris L., 1753	2017
Primula vulgaris Huds., 1762	2018
Prunus avium (L.) L., 1755	2016
Pseudoscleropodium purum (Hedw.) M.Fleisch., 1923	2017
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Ptychostomum capillare (Hedw.) Holyoak & N.Pedersen, 2007	2017
Quercus robur L., 1753	2018
Radula complanata (L.) Dumort., 1831	2017
Rhamnus cathartica L., 1753	2017
Robinia pseudoacacia L., 1753	2017
Rosa arvensis Huds., 1762	2018
Rosa sempervirens L., 1753	2017
Rosa x pervirens Gren. ex Tourlet, 1908	2018
Rubia peregrina L., 1753	2018
Rubus fruticosus L., 1753	2016
Rubus L., 1753	2018
Ruscus aculeatus L., 1753	2018
Sorbus domestica L., 1753	2018
Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	2018
Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	2017
Tilia cordata Mill., 1768	2018
Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	2017
Urtica dioica L., 1753	2018
Veronica chamaedrys L., 1753	2018
Viola hirta L., 1753	2018
Viola L., 1753	2018
Viola reichenbachiana Jord. ex Boreau, 1857	2018
Viola riviniana Rchb., 1823	2018
Viscum album L., 1753	2016
Vitis vinifera L., 1753	2017
Zygodon conoideus (Dicks.) Hook. & Taylor, 1818	2017

- Hêtraie du Mas d'Agenais (Le Mas d'Agenais, 47)

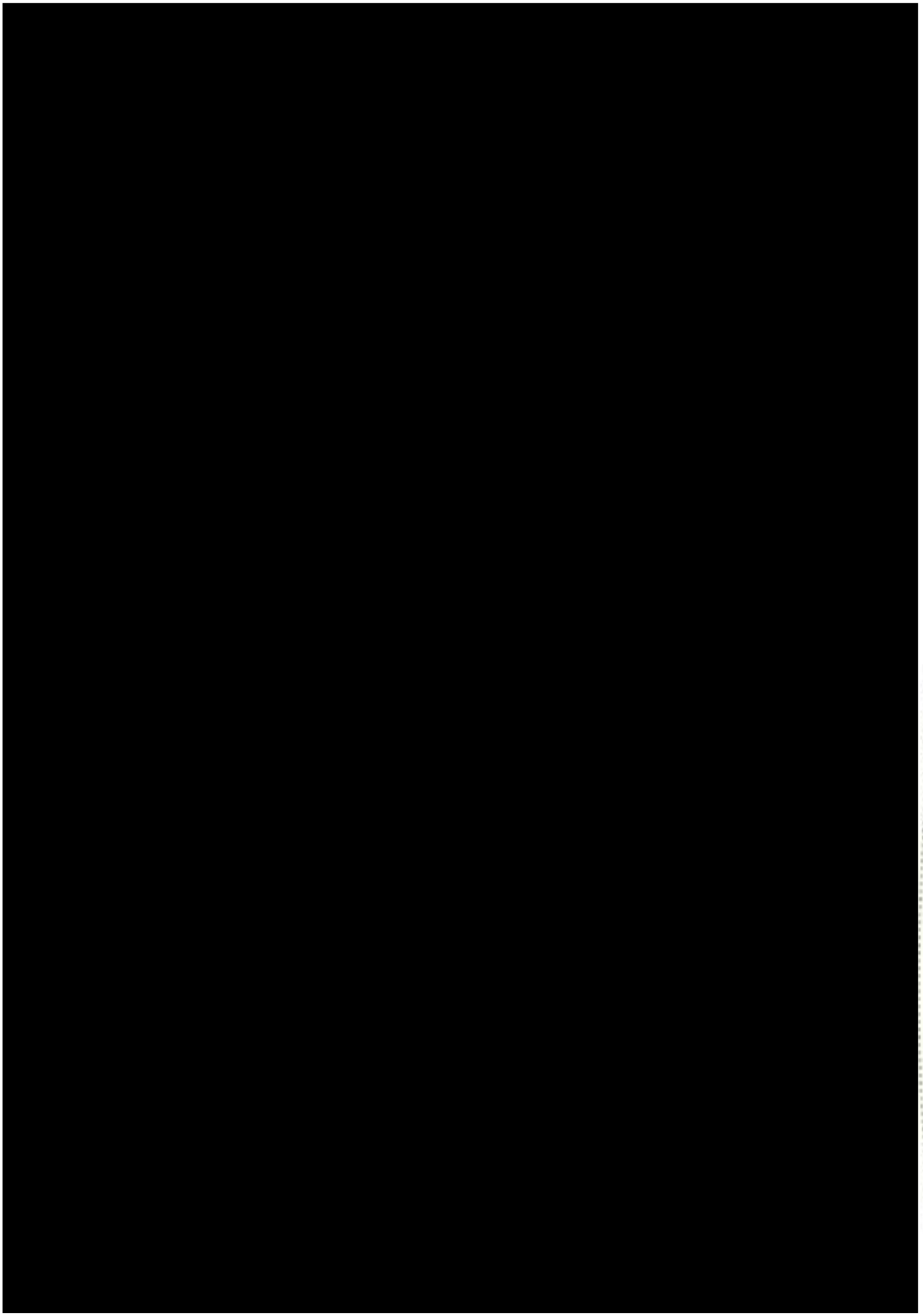
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2017
Anemone nemorosa L., 1753	2018
Atrichum undulatum (Hedw.) P.Beauv., 1805	2017
Betonica officinalis L., 1753	2017
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	2017
Calypogeia arguta Nees & Mont., 1838	2017
Carex umbrosa Host, 1801	2018
Carpinus betulus L., 1753	2018
Crataegus germanica (L.) Kuntze, 1891	2017
Euphorbia dulcis L., 1753	2018
Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	2017
Fagus sylvatica L., 1753	2018
Frangula alnus Mill., 1768	2016
Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	2017
Hedera helix L., 1753	2018
Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	2017
Hypericum androsaemum L., 1753	2018
Hypnum cupressiforme var. cupressiforme Hedw., 1801	2017
Ilex aquifolium L., 1753	2018
Isothecium myosuroides Brid., 1827	2017
Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra, 1982	2017
Lonicera periclymenum L., 1753	2018
Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin, 1811	2018
Melica uniflora Retz., 1779	2017
Metzgeria furcata (L.) Dumort.	2017
Pinus pinaster Aiton, 1789	2017
Pleuridium acuminatum Lindb., 1863	2017
Polytrichum formosum Hedw., 1801	2017
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Pyrus cf pyraster	2016
Pyrus L., 1753	2018
Quercus petraea Liebl., 1784	2018
Quercus x rosacea Bechst., 1813	2018
Radula complanata (L.) Dumort., 1831	2017
Rubus L., 1753	2018
Ruscus aculeatus L., 1753	2018
Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	2018
Teucrium scorodonia L., 1753	2017
Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	2017
Vinca minor L., 1753	2018

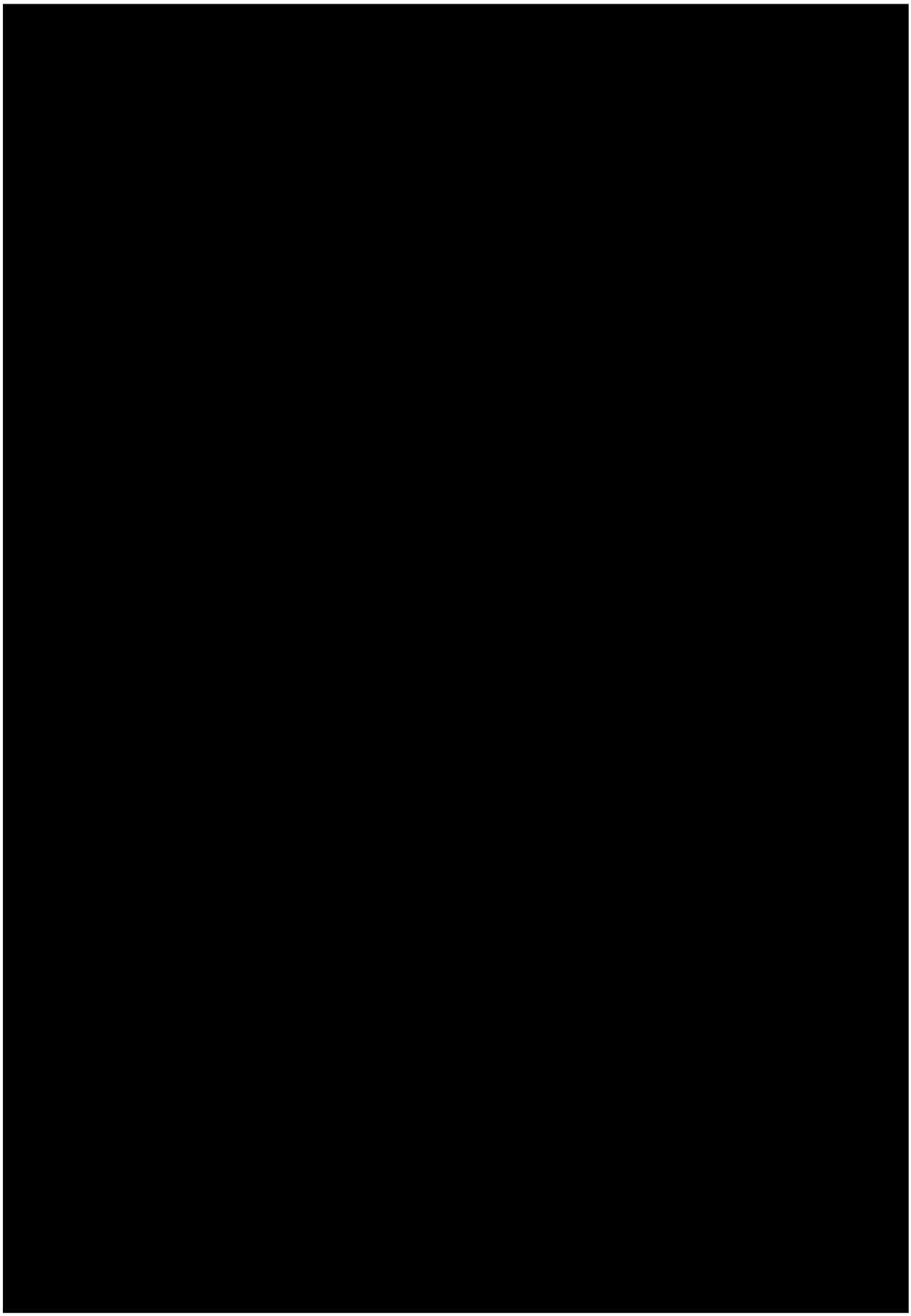
- Réserve Biologique Mixte de Campagne (Campagne, 24)

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Acer campestre L., 1753	2018	Fraxinus excelsior L., 1753	2018
Acer opalus Mill., 1768	2018	Frullania dilatata (L.) Dumort., 1835	2018
Acer platanoides L., 1753	2018	Frullania tamarisci (L.) Dumort., 1835	2018
Acer pseudoplatanus L., 1753	2018	Hedera helix L., 1753	2018
Alleniella complanata (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2018	Helleborus foetidus L., 1753	2017
Alliaria petiolata (M.Bieb.) Cavara & Grande, 1913	2017	Homalia trichomanoides (Hedw.) Brid.	2018
Anomodon viticulosus (Hedw.) Hook. & Taylor, 1818	2018	Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp., 1851	2018
Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm., 1814	2017	Hylocomium splendens (Hedw.) Schimp., 1852	2018
Arum italicum Mill., 1768	2017	Hypnum cupressiforme Hedw., 1801	2018
Asplenium scolopendrium L., 1753	2017	Ilex aquifolium L., 1753	2018
Asplenium trichomanes subsp. quadrivalens D.E.Mey., 1964	2017	Isothecium alopecuroides (Lam. ex Dubois) Isov., 1981	2018
Brachypodium rupestre (Host) Roem. & Schult., 1817	2018	Isothecium myosuroides Brid., 1827	2018
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.Beauv., 1812	2018	Juglans regia L., 1753	2018
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp., 1853	2018	Laburnum anagyroides Medik., 1787	2017
Buxus sempervirens L., 1753	2017	Lathyrus niger (L.) Bernh., 1800	2017
Campylidium calcareum (Crundw. & Nyholm) Ochyra, 2003	2018	Lejeunea cavifolia (Ehrh.) Lindb., 1871	2018
Carex flacca Schreb., 1771	2018	Leucobryum juniperoideum (Brid.) Müll.Hal., 1844	2018
Carex sylvatica Huds., 1762	2017	Leucodon sciuroides (Hedw.) Schwägr., 1816	2018
Carpinus betulus L., 1753	2018	Ligustrum vulgare L., 1753	2018
Castanea sativa Mill., 1768	2018	Loeskeobryum brevirostre (Brid.) M.Fleisch., 1925	2018
Cephalanthera longifolia (L.) Fritsch, 1888	2018	Lonicera periclymenum L., 1753	2018
Chiloscyphus heteromorphus (Steph.) J.J.Engel & R.M.Schust., 1985	2018	Lonicera xylosteum L., 1753	2018
Cornus sanguinea L., 1753	2018	Lophocolea heterophylla (Schrad.) Dumort., 1835	2018
Corylus avellana L., 1753	2018	Melampyrum pratense L., 1753	2018
Crataegus monogyna Jacq., 1775	2018	Melica uniflora Retz., 1779	2017
Cryphaea heteromalla (Hedw.) D.Mohr, 1814	2018	Mercurialis perennis L., 1753	2017
Ctenidium molluscum (Hedw.) Mitt., 1869	2018	Metzgeria furcata (L.) Dumort.	2018
Dicranum montanum Hedw., 1801	2018	Neckera pumila Hedw., 1801	2018
Dicranum scoparium Hedw., 1801	2018	Neottia nidus-avis (L.) Rich., 1817	2018
Didymodon insulanus (De Not.) M.O.Hill, 1981	2018	Nowellia curvifolia (Dicks.) Mitt., 1870	2018
Digitalis lutea L., 1753	2017	Ornithogalum umbellatum L., 1753	2017
Dioscorea communis (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2018	Orobanche hederae Vaucher ex Duby, 1828	2017
Epipactis helleborine (L.) Crantz, 1769	2018	Orthotrichum affine Schrad. ex Brid., 1801	2018
Euphorbia amygdaloides L., 1753	2018	Orthotrichum lyellii Hook. & Taylor, 1818	2018
Eurhynchium striatum (Hedw.) Schimp.	2018	Orthotrichum striatum Hedw., 1801	2018
Exsertotheca crispa (Hedw.) S.Olsson, Enroth & D.Quandt, 2011	2018	Picea A.Dietr., 1824	2018
Fagus sylvatica L., 1753	2018	Picea abies (L.) H.Karst., 1881	2017
Fissidens dubius P.Beauv., 1805	2018	Pinus sylvestris L., 1753	2018
Fissidens taxifolius Hedw., 1801	2018	Platygyrium repens (Brid.) Schimp., 1851	2018
Fragaria vesca L., 1753	2017		

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
Polystichum aculeatum (L.) Roth, 1799	2017
Porella platyphylla (L.) Pfeiff., 1855	2018
Potentilla sterilis (L.) Garcke, 1856	2017
Primula vulgaris Huds., 1762	2017
Prunus avium (L.) L., 1755	2018
Prunus laurocerasus L., 1753	2017
Pseudoscleropodium purum (Hedw.) M.Fleisch., 1923	2018
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879	2018
Ptychostomum capillare (Hedw.) Holyoak & N.Pedersen, 2007	2018
Quercus ilex L., 1753	2018
Quercus pubescens Willd., 1805	2018
Quercus x streimeri Heuff. ex Freyn, 1878	2018
Radula complanata (L.) Dumort., 1831	2018
Rhytidiadelphus triquetrus (Hedw.) Warnst., 1906	2018
Rosa arvensis Huds., 1762	2018
Rubia peregrina L., 1753	2018
Rubus L., 1753	2018
Ruscus aculeatus L., 1753	2018
Sambucus nigra L., 1753	2017
Sanicula europaea L., 1753	2018
Sorbus torminalis (L.) Crantz, 1763	2018
Stellaria holostea L., 1753	2017
Taraxacum F.H.Wigg., 1780	2017
Thuidium tamariscinum (Hedw.) Schimp., 1852	2018
Tilia cordata Mill., 1768	2018
Tilia platyphyllos Scop., 1771	2018
Tortella nitida (Lindb.) Broth., 1902	2018
Ulota bruchii Hornsch. ex Brid., 1827	2018
Ulota crispa (Hedw.) Brid., 1819	2018
Viburnum lantana L., 1753	2018
Vicia sepium L., 1753	2018
Viola reichenbachiana Jord. ex Boreau, 1857	2018
Zygodon rupestris Schimp. ex Lorentz, 1865	2018

Annexe. 22. Localisation des points d'observation Apollon.





Annexe. 23. Fiche de relevé Transect.

Site :	
Météo :	
Observateur :	
Date :	
Heure d'observation :	
Observations :	

Espèces	Numéro		Notes
	T1	T2	

Annexe. 24. Fiche de relevé Apollon

Suivi Apollon par points fixes de 5min - Les Sentinelles de climat - Numéro de session : _____

Nom point	Date	Heure	Observateur	T°C	Vent	Nuage (%)	Nombre	Commentaires

Annexe. 25. Fiche d'aide à l'estimation des distances. Exemple de fiches pour les points POM3 du site de Pombie et ARR2 du site d'Arrious.

Site: POMBIE

Point : POM3



Description :
Cairn sur une sente au dessus du transect

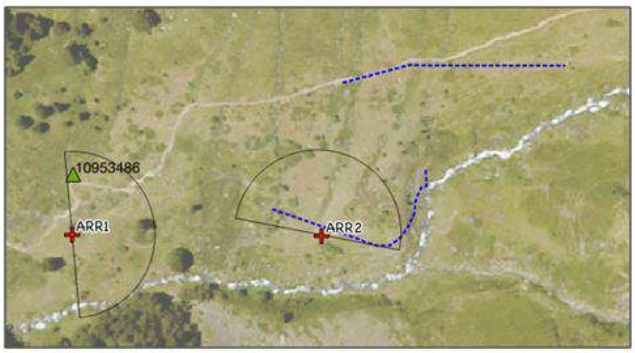
Coordonnées GPS
[redacted]





Site: ARRIOUS

Point : ARR2



Description :
Au niveau d'un rocher dans un fourré au dessus du ruisseau

Coordonnées GPS
[redacted]





Annexe. 26. Cortège de lépidoptères montagnards (espèces protégées en gras) observé sur l'ensemble des transects.

Nom latin	Nom vernaculaire	2017	2018
Aglais urticae	Petite tortue		X
Aporia crataegi	Gazé		X
Argynnis adippe	Moyen nacré		X
Argynnis aglaja	Grand nacré	X	X
Argynnis paphia	Tabac d'Espagne		X
Boloria euphrosyne	Grand collier argenté		X
Callophrys rubi	Argus vert /Técla de la ronce		X
Carcharodus floccifer	Hespérie du Marrube	X	
Coenonympha arcania	Céphale	X	X
Coenonympha pamphilus	Procris	X	X
Colias crocea	Souci	X	X
Cupido minimus	Argus frêle	X	X
Erebia cassioides	Moiré lustré	X	X
Erebia epiphron	Moiré de la Canche	X	X
Erebia euryale	Moiré frange-pie		X
Erebia meolans	Moiré des Fétuques	X	X
Erebia pronoe	Moiré fontinal	X	X
Erebia triarius	Moiré printanier		X
Erynnis tages	Point-de-Hongrie		X
Gonepteryx rhamni	Citron		X
Hesperia comma	Comma	X	X
Hipparchia alcyone	Petit sylvandre	X	
Issoria lathonia	Petit nacré	X	X
Lampides boeticus	Azuré porte-queue	X	X
Lasiommata maera	Némusien	X	X
Leptidea sinapis / L. Reali	Piéride de la moutarde/de réal		X
Lycaena alciphron	Cuivré mauvin/flamboyant		X
Lycaena hippothoe	Cuivré écarlate		X
Lycaena tityrus	Cuivré fuligineux	X	
Lycaena virgaureae	Cuivré de la verge d'or	X	X
Lysandra coridon	Argus bleu-nacré	X	X
Melanargia galathea	Demi-deuil	X	
Melitaea deione	Mélitée des Linaires		X
Melitaea didyma	Mélitée orangée	X	X
Melitaea helvetica	Mélitée de Fruhstorfer		X
Nymphalis antiopa	Morio		X
Ochlodes sylvanus	Sylvaine	X	X
Papilio machaon	Machaon	X	X
Parnassius apollo	**Apollon**	**X**	**X**
Parnassius mnemosyne	**Semi-Apollon**		**X**

Nom latin	Nom vernaculaire	2017	2018
Phengaris arion	**Azuré du Serpolet**		**X**
Pieris brassicae	Piéride du chou	X	X
Pieris napi	Piéride du navet	X	X
Pieris rapae	Piéride de la rave		X
Plebejus argus	Petit argus		X
Polyommatus dorylas	Azuré du Mélilot	X	
Polyommatus icarus	Argus bleu / Azuré de la Bugrane	X	X
Thymelicus lineolus	Hespérie du Dactyle	X	X
Vanessa atalanta	Vulcain	X	X
Vanessa cardui	Belle-Dame		X

Annexe. 27. Fiche projet dans le cadre de l'Observatoire des sentinelels du climat

CISTUDE NATURE

Les sentinelles du climat L'Observatoire

Fiche Projet

Ce projet s'inscrit dans le cadre d'un programme d'étude de l'impact du changement climatique sur la biodiversité de la région Nouvelle Aquitaine : **les sentinelles du climat.**

Association / Carte d'identité	**Etablissement scolaire / Carte d'identité**
Nom de la structure : Un référent (nom, prénom) : Téléphone : Mail :	Nom de l'établissement : Un référent (nom, prénom) : Mail : Téléphone : Mail de l'établissement :

Origine, naissance du projet ?



Un descriptif de votre projet :







Déroulé des séances

Séance 1

Date / Période :

Objectifs de la séance :

Déroulé global :

Contenus abordés :

Séance 2

Date / Période

Objectifs de la séance :

Déroulé global :

Contenus abordés :



Séance 3

Date / Période

Objectifs de la séance :

Déroulé global :

Contenus abordés :

Séance 4

Date / Période

Objectifs de la séance :

Déroulé global :

Contenus abordés :



Annexe. 28. Fiche retour d'expétience de l'Observatoire des sentinelles

CISTUDE NATURE

Les sentinelles du climat L'Observatoire

Fiche Retour d'expérience

Rappel
L'association :
Etablissement Scolaire :
Objectifs du projet :

Concernant votre projet :
S'agissait-il d'un projet :

- ☐ d'une classe
- ☐ de plusieurs classes
- ☐ d'établissement

Quelles espèces ont été observées pendant votre projet ?

.....

.....

.....

.....

.....

Avez-vous créé une station d'observation ?

.....

Avez-vous mis en place des aménagements particuliers pour vos observations ?

.....

.....

.....

.....

Remarques particulières :



Concernant la vie du projet

Y a-t-il eu du travail autonome de la classe entre les séances « animées » (collecte de données ou observation d'espèce sans l'animateur, travail de recherche en classe, etc.) ?

.....

.....

.....

Est-ce que l'enseignant envisage de poursuivre / reconduire le projet ?

.....

.....

.....

Les élèves se sont-ils approprié le projet ? Comment ?

.....

.....

.....

.....

.....

Ont-ils créé des profils individuels pendant ou à la suite du projet ? .....

Difficultés rencontrés

Par l'animateur dans la mise en place du projet ?

.....

.....

.....

Par les enfants dans les processus d'observation ?

.....

.....

.....



Dans l'utilisation du site internet ?

.....

.....

.....

Avez-vous des remarques, suggestions, améliorations concernant :

Le Site internet de l'Observatoire :

.....

.....

.....

Les relations avec l'établissement

.....

.....

.....

Les relations avec Cistude Nature

.....

.....

.....





Avec le soutien de :







