



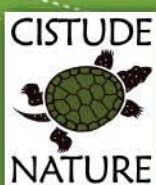
les sentinelles du climat



PROGRAMME « LES SENTINELLES DU CLIMAT » :
TOME I : DEVELOPPEMENT D'INDICATEURS DES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE
SUR LA BIODIVERSITE EN NOUVELLE-AQUITAINE

Fanny Mallard

Coordinatrice du programme les sentinelles du climat - fanny.mallard@cistude.org - 05.56.28.47.72



Référence bibliographique à utiliser :

Mallard F., 2016. Programme les sentinelles du climat. Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine C. Nature : Le Haillan, Gironde, France, 86 p.

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

Production du programme les sentinelles du climat 2016

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

Résumé

Le changement climatique peut devenir l'une des principales causes anthropiques du déclin de la biodiversité. Indirectement, il alimentera, amplifiera les autres facteurs de pression impactant la biodiversité. Cependant, les réponses adaptatives de la biodiversité restent encore méconnues. Le manque de connaissance conduit à poser la question suivante : comment évaluer, prédire la réponse de la biodiversité face au changement climatique ? Une hypothèse de recherche est que les effets du changement climatique sur la biodiversité peuvent être étudiés à partir d'indicateurs, utilisant des espèces ou groupes d'espèces spécialistes qui ont des capacités de déplacements faibles et d'évolutions lentes. Ces espèces choisies, dites « sentinelles », seront les premières à répondre aux variations climatiques locales. Le changement climatique est variable dans l'espace, et les espèces ont des sensibilités différentes en fonction des zones géographiques. La région Nouvelle Aquitaine est un laboratoire d'étude pertinent qui offre à la fois une sensibilité à l'évolution du climat et une variété d'écosystèmes naturels. A partir du territoire, 18 indicateurs du changement climatique sont retenus dans 5 écosystèmes différents de type dunaire, sec, humide, forestier et montagnard.

Mots clés : amphibiens, écophysiologie, espèces sentinelles, insectes, mammifères, réchauffement climatique, répartition, reptiles, végétation.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	1
1.1 Déclin de la biodiversité : une réalité, une sixième extinction en masse	1
1.2 Une cause du déclin en devenir : le changement climatique	1
1.3 Impacts sur la biodiversité : réponses de la biodiversité	2
1.4 Limite de la connaissance actuelle : dissocier le facteur climat des autres facteurs	4
1.5 Problématique, hypothèses, objectifs	4
1.6 Structure du rapport	7
2. DEMARCHE DE RECHERCHE	9
2.1 Ecologie du changement climatique : un nouveau concept en devenir	9
2.2 Cadre “ Combined SWOT–DPSIR Analysis ”	11
2.2.1 « Driver–Pressure ».....	12
2.2.2 « State »	12
2.2.3 « Impact »	13
2.2.4 « Responses ».....	14
2.3 Sources de données analysées	15
3. ANALYSE DES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LA BIODIVERSITE TERRESTRE	16
3.1 Etat de la connaissance actuelle	16
3.2 La flore	21
3.2.1 Aire de répartition des espèces végétales	21
3.2.2 Phénologie végétale	23
3.2.3 Physiologie végétale.....	24
3.3 La faune	27
3.3.1 Aire de répartition	27
3.3.2 Phénologie	28
3.3.3 Ecophysiologie.....	29

4. DEVELOPPEMENT D'INDICATEURS SENTINELLES DU CLIMAT	31
4.1 Piste de recherche : groupes d'espèces sentinelles	31
4.1.1 Flore	31
4.1.2 Invertébrés	33
• Hyménoptères.....	35
• Lépidoptères.....	36
• Odonates.....	40
4.1.3 Amphibiens.....	42
4.1.4 Reptiles.....	46
4.1.5 Petits mammifères.....	48
4.2 Identification des indicateurs	51
4.2.1 Choix de la zone d'étude	51
4.2.2 Ecosystème dunaire	55
4.2.3 Ecosystème sec	55
4.2.4 Ecosystème humide	56
• Lagunes du plateau landais.....	57
• Landes humides et tourbières	57
• Etangs arrière-littoraux.....	58
4.2.5 Ecosystème montagnard.....	59
4.2.6 Ecosystème forestier	61
4.3 Programme les sentinelles du climat.....	62
4.3.1 Recherche action	62
4.3.2 Mesure de conservation de la biodiversité	64
5. CONCLUSION	66
6. BIBLIOGRAPHIE.....	68



1. Introduction

1.1 Déclin de la biodiversité : une réalité, une sixième extinction en masse

La disparition des espèces animales et végétales fait partie du cours naturel de l'histoire de la Terre. Cinq périodes d'extinction en masse dues à des phénomènes naturels ont été identifiées. Les activités anthropiques accélèrent le taux d'extinction, particulièrement depuis 50 ans. La communauté scientifique admet que ce taux est actuellement de 100 voire jusqu'à 1 000 fois supérieur au rythme naturel de base. Les dernières estimations confirment cette perte exceptionnellement rapide de la biodiversité en lien avec les pressions des activités humaines. Ce qui indique qu'une sixième extinction de masse est déjà en cours. Corriger la décroissance dramatique de la biodiversité est possible grâce à des efforts de conservation intensifiés, mais cette fenêtre d'opportunité se referme d'autant plus vite que la décroissance perdure (CEBALLOS *et al.*, 2015).

Au niveau international, la « biodiversité », contraction de la diversité biologique, est définie par « la variabilité des organismes vivants, de toutes origines y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins, autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; elle comprend la diversité au sein des espèces et entre les espèces ainsi que celle des écosystèmes¹ ». La biodiversité joue un rôle important dans le fonctionnement de ces écosystèmes, et en conséquence dans les nombreux services qu'ils procurent aux humains. Ces services comprennent le cycle des éléments nutritifs et le cycle de l'eau, la formation et la stabilisation du sol, la résistance aux espèces envahissantes, la pollinisation des plantes, la régulation du climat, ainsi que le contrôle des organismes nuisibles et de la pollution (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005 ; CEBALLOS *et al.*, 2015).

1.2 Une cause du déclin en devenir : le changement climatique

Le changement climatique deviendra l'une des principales pressions à l'avenir (SALA *et al.*, 2000). Les changements les plus significatifs de température moyenne de la Terre sont détectés depuis l'avènement de l'ère industrielle à la fin des années 1800. Entre 1880 et 2012, la surface de la terre s'est réchauffée d'environ 0,85°C (IPCC, 2014). Les émissions anthropiques de gaz à effet de serre ont contribué de manière significative à cette évolution climatique. Les activités humaines telles que la

¹ Article. 2 de la Convention sur la diversité biologique, 1992



combustion à grande échelle de combustibles fossiles pour alimenter les centrales électriques et les automobiles libèrent des gaz à effet de serre comme le CO₂ à un rythme sans précédent. Les humains libèrent 70 millions de tonnes de CO₂ par jour dans l'atmosphère (KANNAN & JAMES, 2009). Si au cours des 100 dernières années, la température moyenne mondiale s'est accrue d'environ 0,85°C, elle devrait continuer à augmenter à un rythme plus rapide. Les projections climatiques établies dans le cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental (GIEC) sur l'évolution du climat prévoient une augmentation moyenne des températures de 4,8°C (selon le scénario RCP8.5) d'ici à 2100. D'autres changements climatiques sont identifiés : vents, précipitations, couverture neigeuse, événements extrêmes etc. Par leur rapidité et par leur niveau, les évolutions climatiques deviendront directement l'une des pressions principales. Indirectement, ce changement alimentera, amplifiera les impacts des autres facteurs, tels que la modification, la fragmentation de l'habitat, la surexploitation, la pollution, l'appauvrissement des écosystèmes et la propagation des espèces envahissantes (IPCC, 2014).

Les espèces se sont adaptées aux changements climatiques tout au long de leur histoire évolutive sur des pas de temps de plusieurs milliers d'années. Le changement climatique sur plusieurs dizaines d'années ne se situe pas dans le même ordre de grandeur. Cette rapidité est une préoccupation majeure à prendre en compte pour les espèces sauvages de flore et de faune, et pour leurs écosystèmes associés. Le niveau prévisible d'une augmentation de quelques degrés est en lui-même un impact significatif perceptible chez les populations animales et végétales. Le couplage de l'élévation rapide de la température et des autres causes, notamment la destruction des habitats, pourrait conduire à de nombreuses extinctions d'espèces (Root *et al.*, 2003). Les projections indiquent que près de 20 à 30% de la biodiversité pourraient être sujets à un risque accru d'extinction si les températures moyennes mondiales augmentent de plus de 2 à 3°C au-dessus du niveau existant à l'époque préindustrielle, sachant que 0,85°C ont déjà entamé cette plage (IPCC, 2014 ; BOZINOVIC & PÖRTNER, 2015).

1.3 Impacts sur la biodiversité : réponses de la biodiversité

Le changement climatique sera une pression sur les écosystèmes naturels. Il est probable que la perte de la biodiversité par des pressions autres que le climat (surexploitation, dégradation, perte d'habitat, espèces invasives, pollution) sera exacerbée par ce changement climatique. En Europe, la richesse et l'abondance de la biodiversité terrestre baissent de façon significative, en partie à cause du changement climatique (FEEHAN *et al.*, 2009). La combinaison du changement climatique et des autres facteurs anthropiques réduira la capacité d'adaptation, la résilience de nombreuses espèces.



Elle modifiera les écosystèmes et les paysages dans les régions tempérées comme l'Europe par exemple où elle conduira à des extinctions locales et régionales (MCKINNEY & LOCKWOOD, 1999 ; THOMAS *et al.*, 2004 ; FEEHAN *et al.*, 2009). Les prévisions actuelles des différents scénarios des modèles de circulation générale montrent quantitativement les niveaux et de la variation de température et de précipitations au cours des prochaines décennies. L'ampleur et la direction de ces changements varie selon les régions. Les niveaux atteints actuellement restent faibles, mais déjà les études sur l'évolution de la biodiversité montrent que ces changements ont une incidence sur les espèces des communautés végétales et animales (CAMERON & SCHEEL, 2001). Par exemple, le changement climatique a déjà été lié directement au déclin et à l'extinction de populations d'espèces d'amphibiens dans la région biogéographique néotropique (RON *et al.*, 2003 ; LA MARCA *et al.*, 2005). En Arctique, le climat se réchauffe plus rapidement qu'ailleurs et entraîne la dégradation de l'état corporel et en conséquence la diminution des populations d'ours polaires (*Ursus maritimus*) et de caribous (*Rangifer tarandus*) (STIRLING *et al.*, 1999 ; VORS & BOYCE, 2009).

Les réponses adaptatives de la biodiversité restent largement méconnues même si certains effets du changement climatique sur les espèces terrestres, aquatiques et marines sont déjà observés (MASSU & LANDMANN, 2011). Les trois impacts spécifiques au changement climatique et reconnus au niveau international sont (DAUFRESNE *et al.*, 2009 ; FEEHAN *et al.*, 2009) :

- Déplacement des aires de répartition, modifications de l'abondance et de la richesse spécifique : remontée vers le nord ou vers des altitudes plus hautes chez différentes espèces végétales et animales ; déplacements des espèces exotiques, envahissantes ou non, vers des latitudes plus grandes avec des conditions climatiques moins contraignantes ; migration locale ou extinction locale dans le cas des espèces à faible capacité de déplacement,
- Changements phénologiques : avancées des dates de débourrement, de floraison et des blooms algaux, durée de la saison de croissance plus longue, éclosions précoces chez certaines espèces d'insectes, de poissons, et d'oiseaux ; dates de migration décalées ; phénomènes de désynchronisation entre espèces interdépendantes ; bouleversement des relations interspécifiques via des évolutions de l'abondance et de la composition spécifique,
- Ecophysiologie des espèces : baisse des capacités adaptatives (fitness) des espèces, surmortalité des individus, baisse du taux de natalité etc.

1.4 Limite de la connaissance actuelle : dissocier le facteur climat des autres facteurs

Les évolutions observées des écosystèmes et liées au changement climatique sont nombreuses et diverses. Néanmoins, le changement climatique n'est qu'un type de pression, une composante. Il n'est pas systématiquement le facteur prépondérant direct. Les effets liés spécifiquement au changement climatique sont toujours difficiles à mettre en évidence à cause de la difficulté de mesure, du manque de connaissances sur les interactions, des résultats d'observations effectués localement et sur des temps courts... L'ensemble des pressions se combinent dans le temps (changement du climat, destruction, fragmentation des habitats,...) et elles sont plus ou moins couplées entre elles. Elles agissent sur le fonctionnement des composantes des écosystèmes liées aussi entre elles. Le cas du milieu marin illustre particulièrement les combinaisons des pressions et les couplages associés; les aires de répartition, les abondances spécifiques et la phénologie, les relations interspécifiques sont modifiées mais l'effet du changement climatique interagit avec la surexploitation et la pollution. Le même constat peut être établi pour les écosystèmes terrestres. Les impacts des pressions directes de l'aménagement, de la gestion des écosystèmes brouillent considérablement les effets du changement climatique seul. Sur les systèmes aquatiques, les activités anthropiques par la pollution et l'augmentation des températures, par les aménagements des cours d'eau pour l'hydroélectricité par exemple, impactent négativement les systèmes (MASSU & LANDMANN, 2011).

La quantification des effets du changement climatique sur les écosystèmes terrestres, aquatiques et marins est aussi contrainte par les nombreuses sources d'incertitudes et de variabilités liées au climat futur, aux réponses adaptatives, au fonctionnement des écosystèmes, à leur représentation par un modèle, à la localisation des sites étudiés, aux efforts de dénombrements etc. Ces incertitudes viennent d'un déficit de connaissances, de données et pourront progressivement être réduites grâce à l'amélioration des compréhensions des phénomènes et des techniques de traitements (MASSU & LANDMANN, 2011).

1.5 Problématique, hypothèses, objectifs

Comprendre la réponse de la biodiversité au changement climatique dans le cadre d'une démarche scientifique, nécessite des observations expérimentées, des données validées, des expériences pertinentes, des informations agrégées. Dans ce cas de caractérisation d'état, les connaissances à rechercher concernent les pressions, leurs combinaisons, leurs cumuls, leurs couplages et les impacts qui en résultent, dans le temps et dans l'espace, sur des durées ou à différentes échelles d'observations. Les propriétés, les états, les fonctionnements des composantes



biotiques et abiotiques interagissent à leur tour entre eux, avec des temps de réponses temporels et des diffusions spatiales. Ils sont ainsi à relier dans le temps et dans l'espace aux pressions. L'ensemble agrégé, résumé des pressions, des états, des impacts va pouvoir alimenter alors les forces motrices qui sont une composante des sources des pressions. Celles-ci mettent en œuvre une gestion et qui apportent des réponses par des politiques environnementales volontaires et par la communication envers le public (MALLARD, 2014).

Dans cet ensemble complexe, interagissant, l'expression du manque de connaissances des conséquences de l'évolution du climat sur la biodiversité amène à poser en liminaire la question suivante : Comment évaluer, prédire la réponse de la biodiversité face au changement climatique ?

Trois réponses de la biodiversité aux effets du changement climatique rapide sont observées : (1) la persistance de l'espèce au climat modifié dans l'habitat (adaptation génétique, plasticité phénotypique), (2) la migration vers des climats plus appropriés ou (3) l'extinction locale (DAVIS & SHAW, 2001).

Une hypothèse de recherche est que les effets du changement climatique sur la biodiversité peuvent être étudiés à partir d'indicateurs qui utiliseront des espèces ou groupes d'espèces ayant des capacités de déplacements faibles et d'évolutions lentes.

Les indicateurs permettent une réduction du nombre de mesures et de paramètres nécessaires pour rendre compte d'une situation avec des indéterminations, des incertitudes, simplifiant ainsi l'approche de phénomènes complexes, interdépendants. Les indicateurs deviennent ou alimentent des critères permettant de mesurer indirectement, puis de résumer des phénomènes complexes. Ils ont pour fonction de décrire, distinguer, simplifier, agréger, prédire et évaluer les impacts de l'activité humaine sur l'environnement (LEVREL, 2006). Leur objectif est d'évaluer certains états par le recueil de données nécessaires, à la description des écosystèmes analysés, à l'identification et à la quantification ultérieure des impacts (BOUZILLE, 2007). La fonction générale d'un indicateur de biodiversité est d'évaluer l'état de santé de la biodiversité (sa viabilité, sa durabilité, sa résilience, sa productivité, etc.), afin de permettre aux utilisateurs de prendre des décisions et d'en évaluer les conséquences.

Les indicateurs utilisés seront d'ordre « biologique » c'est-à-dire vivants et concerneront des espèces (ou groupes d'espèces) de flore et de faune étudiés dans leur milieu. L'état et l'évolution de ces indicateurs sont à relier à un ensemble de paramètres environnementaux, à des échelles de temps et d'espace différentes, et concerne la température, l'hygrométrie, la pluviométrie, la radiation solaire, vitesse du vent, afin de dégager des tendances de l'impact des variations environnementales sur l'état de la biodiversité.

Les espèces les plus menacées sont les spécialistes, c'est-à-dire celles qui ont des restrictions spatiales latitudinales et altitudinales, des capacités de dispersion limitées (FEEHAN *et al.*, 2009). Nous posons ainsi l'hypothèse qu'il s'agit de petites espèces n'effectuant pas de déplacements quotidiens ou saisonniers importants et/ou dont le domaine vital est limité géographiquement. En majorité, les amphibiens, les reptiles, les micromammifères et certains invertébrés ont des capacités de déplacement inférieures en les comparant aux espèces animales de grande taille (grands mammifères) ou aux espèces volantes ayant de très bonnes capacités de déplacement (oiseaux). Ces espèces dites « sentinelles » devraient être les premières à répondre aux variations climatiques locales. En effet, les espèces très mobiles sont plus susceptibles de changer leurs aires de répartition en réponse au changement climatique que de s'adapter *in situ* ou par disparition face à cette évolution de pression. Le changement climatique actuel peut être plus rapide que l'adaptation génétique (BRADSHAW & HOLZAPFEL, 2006). Par conséquent, le nombre d'extinctions locales dépendra fortement de la capacité des espèces à se déplacer (FODEN *et al.*, 2008). Ces espèces sentinelles pourraient ainsi être sujettes à des extinctions locales.

Les espèces ou groupes d'espèces retenus dans le programme ont une sensibilité particulière et attendue comme indicateur face au changement climatique, une facilité d'application des protocoles et d'analyse des résultats, une optimisation des coûts et de coordination des suivis avec les études existantes, ils ont un aspect patrimonial.

De nombreuses études au cours des dernières années ont abordé les effets du changement climatique sur l'avenir de la biodiversité (BELLARD *et al.*, 2012). Trois effets sont pris en compte. Ils correspondent aux impacts les plus sensibles dus au changement climatique. Ce sont les plus simples, ils ont déjà été observés et reconnus au niveau international : changements de d'aire de répartition, de la physiologie et de la phénologie (DAUFRESNE *et al.*, 2009).

Cette hypothèse de recherche, basée sur un choix d'indicateurs adaptés, implique ensuite d'atteindre deux objectifs principaux. Le premier objectif écologique est de déterminer les effets potentiels du changement climatique en dissociant les effets des autres facteurs anthropiques en suivant l'état de ces espèces sentinelles. La plupart des effets du changement climatique sur les espèces se produiront dans l'avenir, lorsque le changement climatique s'intensifiera, et, par conséquent, ne peuvent pas encore être détectés sur le terrain. A partir de ces données et de modèles, le deuxième objectif biogéographique est d'évaluer, à différentes échelles, la réponse prévisionnelle des composantes mesurables dans divers milieux naturels.

1.6 Structure du rapport

Répondre à la problématique posée nécessite de poser une démarche structurant la recherche d'indicateurs biologiques du changement climatique sur la biodiversité, de réaliser un état des connaissances des effets du changement climatique sur les écosystèmes alimentant la méthode de développement d'indicateurs biologiques. Ces étapes séquentielles sont réparties dans un plan de travail qui s'articule autour de 3 parties (Fig. 1).

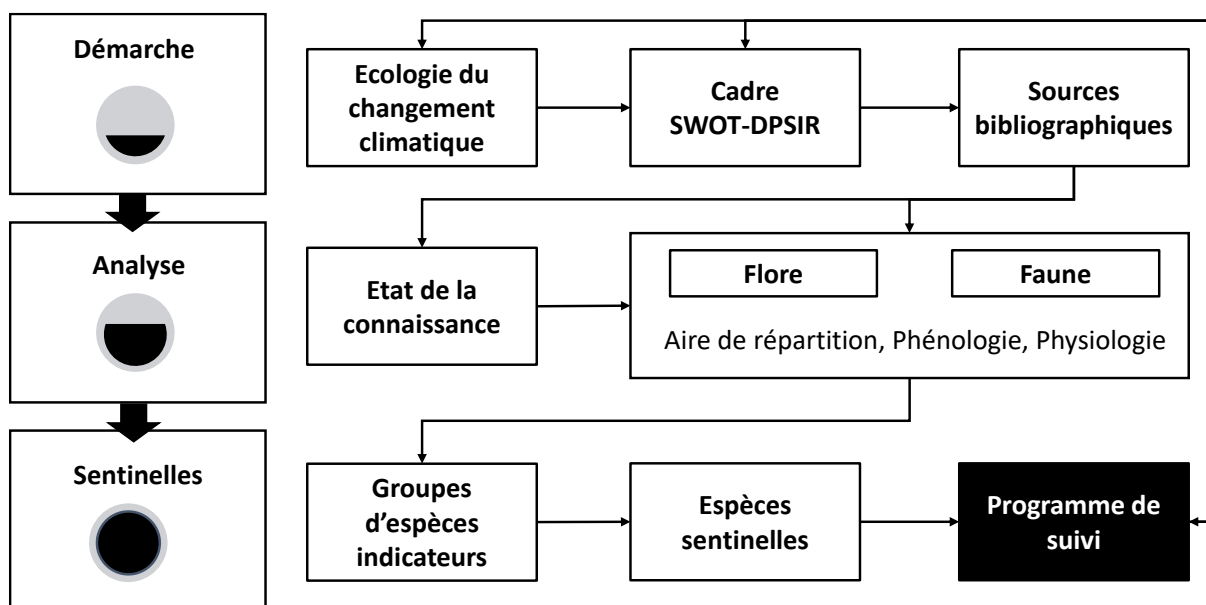


Fig. 1. Plan d'étapes séquentielles vers le développement d'un programme de suivi d'indicateurs biologiques des effets du changement climatique.

La première partie permet de poser une démarche (§ 2) dans le domaine de l'écologie du changement climatique (§2.1). Ce cadre s'inscrit dans le système DPSIR (Force motrice–Pression–État–Impact–Réponse) (§2.2). Les indicateurs étudiés y sont des indicateurs de l'« état » des écosystèmes, des espèces végétales et animales et mesurent les « impacts » du changement climatique sur la biodiversité. Pour identifier des indicateurs biologiques, une étude préalable réalise un état de l'art des connaissances des effets du changement climatique sur la biodiversité. Trois effets reconnus par la recherche internationale sont analysés et concernent les changements d'aire de répartition, de phénologie et de physiologie des espèces végétales et animales. Cette analyse est basée sur les articles de recherche reconnus au niveau international, c'est-à-dire publiés dans des revues à impact factor (§2.3).

La deuxième partie est un bilan, un référentiel des connaissances des effets directs et indirects du changement climatique sur les écosystèmes terrestres (§3). L'objectif est de d'évaluer l'état des



connaissances (§3.1) et de répertorier des articles scientifiques qui ont étudié les effets du changement climatique sur la flore (§3.2) et la faune (§3.3).

Cette analyse permet, en troisième partie, d'identifier les perspectives scientifiques pour le développement d'indicateurs de suivi des effets du changement climatique sur les écosystèmes terrestres (§4) par la recherche d'indicateurs de groupes d'espèces sensibles au changement climatique (§4.1). L'identification d'espèces sentinelles du climat nécessite de choisir une zone d'étude. Les écosystèmes terrestres de la région Nouvelle-Aquitaine en France sont choisis selon des critères écologiques et climatologiques. Des espèces et groupes d'espèces sont identifiés dans les groupes taxonomiques plantes, invertébrés, amphibiens, reptiles, petits mammifères (§4.2). Ces indicateurs sont la base du programme de recherche appliqué intitulé « les sentinelles du climat » pour le suivi à long terme des conséquences du changement climatique sur la biodiversité terrestre en région Nouvelle-Aquitaine (§4.3).

2. Démarche de recherche

2.1 Ecologie du changement climatique : un nouveau concept en devenir

L'émergence de sous-branches de l'écologie liées aux activités anthropiques est relativement récente. Par exemple, sous l'impulsion de l'écologie du paysage et de la biologie de la conservation, la recherche sur les effets des routes sur les écosystèmes et les paysages est en pleine progression depuis ces dernières années (COFFIN, 2007 ; MALLARD, 2014). La publication du livre des américains Forman *et al.* (2003), a marqué la consolidation de ce nouveau concept d'« écologie de la route ». Les auteurs s'appuient sur les preuves existantes, croissantes qui démontrent que les routes ont des effets négatifs sur les composantes, les processus et les structures de l'écosystème, et que les causes sont autant liées à la pression de l'ingénierie, qu'à l'aménagement du territoire et à la politique des transports (forces motrices) (FORMAN *et al.*, 2003).

En comparaison avec l'écologie de la route, les connaissances sur les conséquences du changement climatique sur la biocénose sont encore plus récentes et datent des années 1990. Le concept d'écologie du changement climatique n'existe pas encore à notre connaissance. Ce rapport montre des éléments des impacts à court et long terme, de leurs niveaux négatifs ou positifs, de leurs caractères directs, indirects et induits sur les espèces animales, végétales et les divers écosystèmes. Rappelons que les causes sont liées à l'ensemble des pressions des activités anthropiques, ce qui complexifie l'étude des effets liés uniquement au changement climatique.

Comme pour l'écologie de la route, l'écologie du changement climatique est ainsi ancrée dans une approche pluridisciplinaire à l'interface principalement entre l'écologie et la climatologie.

L'écologie du changement climatique fait ainsi appel à plusieurs sciences biologiques interdépendantes, allant de la description des systèmes (botanique, zoologie, biologie des populations, démo-écologie, synécologie) jusqu'à l'étude des perturbations anthropiques (écotoxicologie, écologie du paysage, écologie urbaine, restauration écologique) (Fig. 2). Cela nécessite des efforts de cohérence pour mettre en place des méthodes, des référentiels partagés pour aborder ou poursuivre les recherches existantes.

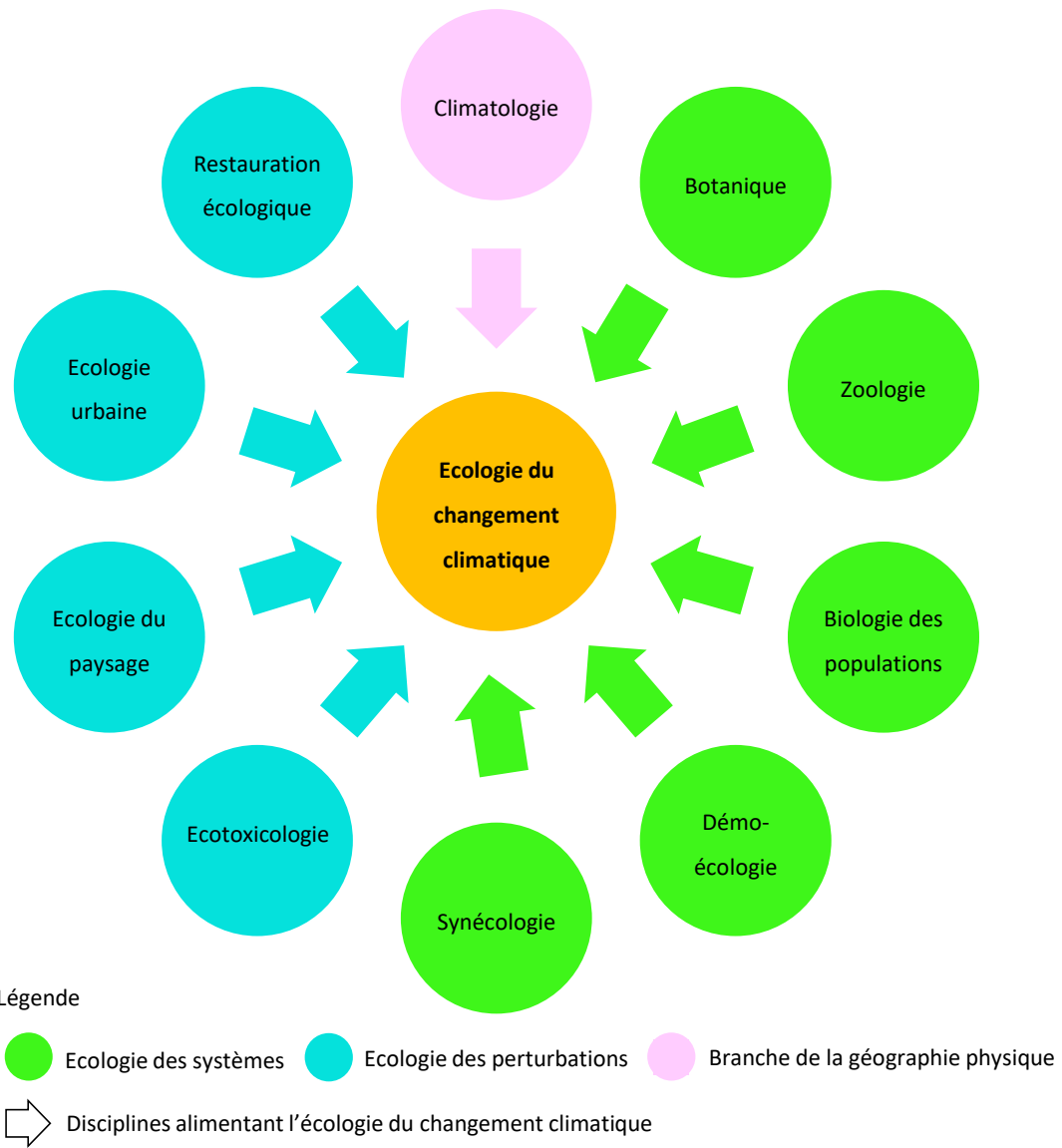


Fig. 2. L'écologie du changement climatique parmi les sciences de l'écologie et la climatologie.

2.2 Cadre “ Combined SWOT–DPSIR Analysis ”

Pour décrire les relations complexes entre la société et l’environnement, un cadre possible de raisonnement est de se baser sur le modèle d’analyse dit « DPSIR » (Driver–Pressure–State–Impact–Responses) pour avoir une méthode pour la compréhension des synergies entre les effets du changement climatique et les processus écologiques (Fig. 3). Datant de 1995, ce modèle est reconnu par l’Agence européenne de l’Environnement et il inclut également les actions politiques et de gestion, de restauration (SMEETS & WETERINGS, 1999). Il permet de décrire les origines, les causes et les conséquences. Le système initial « DPSIR » reste simple, plutôt linéaire et « statique ». Des compléments ont été proposés pour le transformer en un cadre dit « Combined SWOT–DPSIR Analysis », avec SWOT pour Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats. Il introduit alors la résilience et la vulnérabilité. Il ajoute un comportement intrinsèque du milieu qui n’est plus qu’un état décrit mais aussi un état vivant, il intègre alors un comportement global « dynamique », devient non linéaire et permet d’insérer les indéterminations (SKONDRAS & KARAVITIS, 2015).

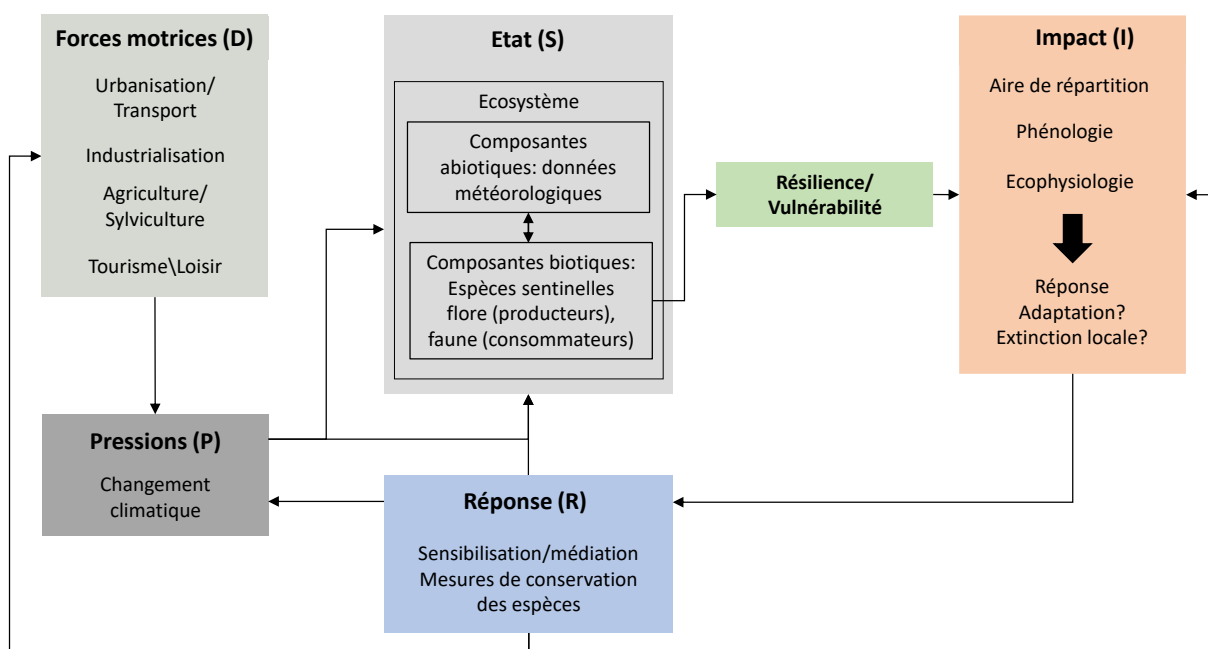


Fig. 3. Modèle d’analyse « Combined SWOT–DPSIR Analysis » pour la pression changement climatique.

2.2.1 « Driver-Pressure »

Une première étape détermine l'ensemble des grands domaines des origines des perturbations sur les éléments naturels du paysage. Les « Driver » ou « D » correspondent aux forces motrices ou activités anthropiques. Ces forces motrices entraînent des pressions « Pressure » ou « P ». Le changement climatique est une composante de pression sur la biodiversité principalement liée à l'émission des gaz à effet de serre provenant de diverses activités humaines : Urbanisation/transport, Industrialisation, Agriculture/sylviculture, Tourisme/Loisir (Fig. 3).

2.2.2 « State »

La deuxième étape concerne le suivi de l'état des écosystèmes naturels en fonction de la présence des espèces animales ou végétales qui y vivent et soumises à des pressions, dont l'évolution du climat. Les espèces sont considérées comme des fonctions qu'elles assurent au sein de l'écosystème (MALLARD, 2014).

Une méthode pour mesurer indirectement des phénomènes complexes tels que les impacts du changement climatique sur le fonctionnement des écosystèmes est de s'appuyer sur des indicateurs cohérents. Ils ont pour fonction de décrire, distinguer, simplifier, agréger, prédire et évaluer les impacts de l'activité humaine sur l'environnement (LEVREL, 2006). L'objectif d'utilisation de ces indicateurs est d'évaluer certains états par le recueil de données nécessaires à la description des milieux analysés, à l'identification et à la quantification ultérieure des impacts. La définition d'un état de référence est une donnée nécessaire qui ne peut qu'être relative. Cet état particulier fait appel à des critères ou attributs, qui sont des caractéristiques de l'entité étudiée et sur lesquels l'évaluation est fondée. Les indicateurs sont des variables quantitatives ou qualitatives relatives aux critères retenus (BOUZILLE, 2007).

Les indicateurs d'état des écosystèmes naturels retenus dans le programme concernent des espèces ou groupes d'espèces de flore et de faune caractéristiques des écosystèmes naturels étudiés. Comme nous l'avons déjà mentionné, le choix des indicateurs biologiques s'est porté sur des espèces à mobilité réduite. L'hypothèse est que ces espèces sont dans l'incapacité de s'enfuir de la zone climatique bouleversée. Elles devront s'adapter ou disparaître.

Pour développer des indicateurs d'espèces sentinelles du climat, une première étape est de s'appuyer sur la connaissance bibliographique pour identifier les groupes sensibles au changement climatique. Parmi ces groupes taxonomiques, une deuxième étape est de définir des espèces en fonction d'une zone d'étude choisie pour sa pertinence de l'étude du changement climatique.

2.2.3 « Impact »

Cette surveillance de l'état au niveau « écosystème » a pour perspective de prendre en compte l'ensemble des impacts ou effets spatio-temporels « Impact » dont ceux dus à, ou induit par le composant « climat ». La méthode proposée est de se baser sur des indicateurs biologiques, des espèces ou groupes d'espèces dites « sentinelles » qui seront sensibles principalement au changement climatique. L'état permet la prise en compte de la vulnérabilité, de l'écart entre son niveau atteint et de son niveau limite mais aussi, de la résilience de l'écosystème. Une réponse possible d'évolution d'état « dF/dt » due à son état « F », due à l'impact. Cela introduit une non linéarité, il s'adapte en fonction de son évolution « dF/dt » est fonction de « F ». De plus, compte tenu des interactions, son niveau de vulnérabilité partiel conduit à une mise en pression de tout l'écosystème. La prise en compte de l'ensemble du cadre SWOT-DSIPR mentionné auparavant, c'est-à-dire d'un cadre avec une dynamique et des non linéarités conséquentes est nécessaire.

Trois impacts du changement climatique sur les systèmes écologiques sont reconnus dans le temps (phénologie), l'espace (aire de répartition) et « self » dit écophysiologie (physiologie et comportement) (Fig. 4).

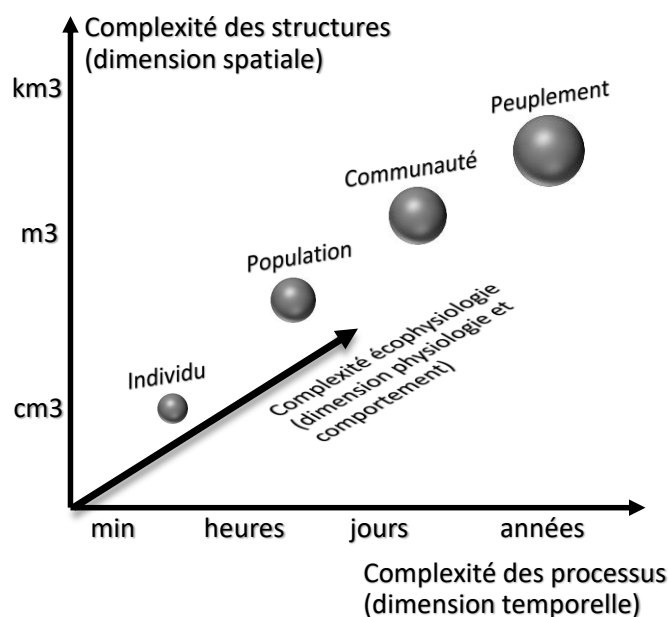


Fig. 4. Impacts des changements climatiques sur les systèmes écologiques (modifié de BELLARD et al. (2012)).

Les deux premiers axes correspondent à des réponses facilement observables chez les populations d'espèces. L'axe écophysiologie correspond à des changements physiologiques et comportementaux moins visibles qui permettent aux espèces de s'adapter aux nouvelles conditions climatiques dans le même cadre spatial et temporel (BELLARD et al., 2012).

Les espèces peuvent suivre des conditions climatiques appropriées dans l'espace. Celles que nous choisissons ont des capacités réduites de modification de leur aire de répartition. Les populations de ces espèces seront plus sujettes à la migration et au risque d'extinction locale. Selon l'évolution des facteurs abiotiques au cours du temps, les individus peuvent également répondre aux changements climatiques par leur phénologie, à savoir, le calendrier des événements du cycle de vie tels que la floraison, la fructification et les migrations saisonnières. Enfin, les espèces peuvent s'adapter aux nouvelles conditions locales. Elles peuvent modifier leur physiologie pour tolérer des conditions plus chaudes ou plus sèches ou par des modifications du comportement alimentaire, de leur activité et besoin en énergie. A défaut de s'adapter, les espèces vont disparaître localement ou globalement. Il y a donc une multitude de réponses possibles pour les espèces face aux changements climatiques (BELLARD *et al.*, 2012).

2.2.4 « Responses »

Enfin l'étape finale du programme, pour un objectif d'application est d'évaluer l'efficacité, d'identifier les actions de mesures d'adaptation et d'atténuation du changement climatique mais également d'effectuer des actions d'explication, de sensibilisation et de médiation pour tous les publics qui agissent sur les décisions d'application des mesures notamment politiques (« Responses »).

Des prévisions précises des impacts futurs du changement climatique sur la biodiversité sont essentielles à l'élaboration de stratégies de conservation. Ces prédictions sont en grande partie des stratégies d'analyse bioinformatiques, impliquant la modélisation de chaque espèce, des groupes d'espèces telles que les types fonctionnels, les communautés, les écosystèmes ou biomes. Ils peuvent également impliquer la modélisation du développement des espèces observées, des niches environnementales, ou de processus physiologiques observés.

L'ensemble des données, des informations ainsi déterminées et agrégées conduit à des caractérisations couplées, pressions, états et impacts. Cela alimente en toute objectivité le transfert d'informations vers les acteurs des dites forces motrices (industriels, exploitants de ressources, politiques, enseignants,...) qui sont les sources de propositions, qui sont des acteurs pour mettre en œuvre une gestion, un plan de conservation, pour appliquer des éléments de réponses dans des politiques environnementales volontaires avec l'acceptation du public.

Le cadre DSIPR de base ou plus évolué permet de relativiser, d'éviter des raisonnements trop ponctuels.



2.3 Sources de données analysées

Les sources de données sont nombreuses : articles dans des revues internationales ou nationales, dans des revues sans comité de lecture, communications avec actes ou sans actes dans un congrès international, dans un congrès national, des ouvrages scientifiques etc.

La synthèse bibliographique suivante s'appuie sur les articles scientifiques reconnus au niveau international par l'indicateur de « l'impact factor » ou IF (bases bibliographiques consultées : ScienceDirect complétée par Web of science). L'Impact factor est reconnu internationalement pour évaluer la performance d'une revue scientifique. Ce facteur a été conçu par Eugène Garfield, le fondateur de l'Institut de l'information scientifique (Institute for Scientific Information) en 1960. Ces bases de données permettent d'identifier les articles les plus souvent cités et de savoir qui les a cités en utilisant les « Impact Factors ». Le facteur d'impact représente, pour une année donnée, le rapport entre le nombre de citations sur le nombre d'articles publiés par un journal, sur une période de référencement de deux ans (DURAND-BARTHEZ *et al.*, 2009).

En pratique, les recherches bibliographiques sont réalisées sur les articles parus jusqu'au mois de mars 2016 et par le croisement des termes suivants :

- Climate change, Impact, Effect, Biodiversity, France,
- Flora, Vegetation, Host plant, Insect, Butterfly, Dragonfly, Bombus, Amphibian, Lizard, Reptile, Mammal, Rodent, Marmota.

Ces termes ont été identifiés selon notre hypothèse de départ définissant les espèces sentinelles du climat.

3. Analyse des effets du changement climatique sur la biodiversité terrestre

3.1 Etat de la connaissance actuelle

Les publications des sciences de l'environnement sur le changement climatique et la biodiversité sont recensées à partir des années 1990. Cette période correspond :

1) au premier rapport du Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) sur le bilan des connaissances scientifiques sur les changements climatiques et leurs possibles répercussions sur l'environnement, l'économie, la société,

2) au Sommet de la terre : Rio de Janeiro (Brésil) du 3-14 juin 1992 réunissant des chefs d'Etat autour d'une Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques.

Sur la période de 1995 à 2016, selon la plateforme ScienceDirect, 2 173 articles concernent les effets du changement climatique sur les espèces végétales. 752 articles ont été recensés traitant du sujet du changement climatique et des différents taxons (insecte, amphibien, reptile, oiseau, mammifère).

La tendance générale des publications est à la hausse en fonction du temps. Trois périodes peuvent être déterminées. De 1995 à 2007 environ une dizaine d'articles par an est publiée sur le sujet. De 2008 à 2010, environ une quarantaine d'articles par an sont publiés. De 2011-2016, environ 70 articles par an sont publiés avec une année exceptionnelle en 2013 (110 articles). Ces résultats sont à associer au décalage de temps entre l'étude de terrain, les analyses des données, la rédaction et la publication qui peuvent être de 1 an à 3 ans (Fig. 5).

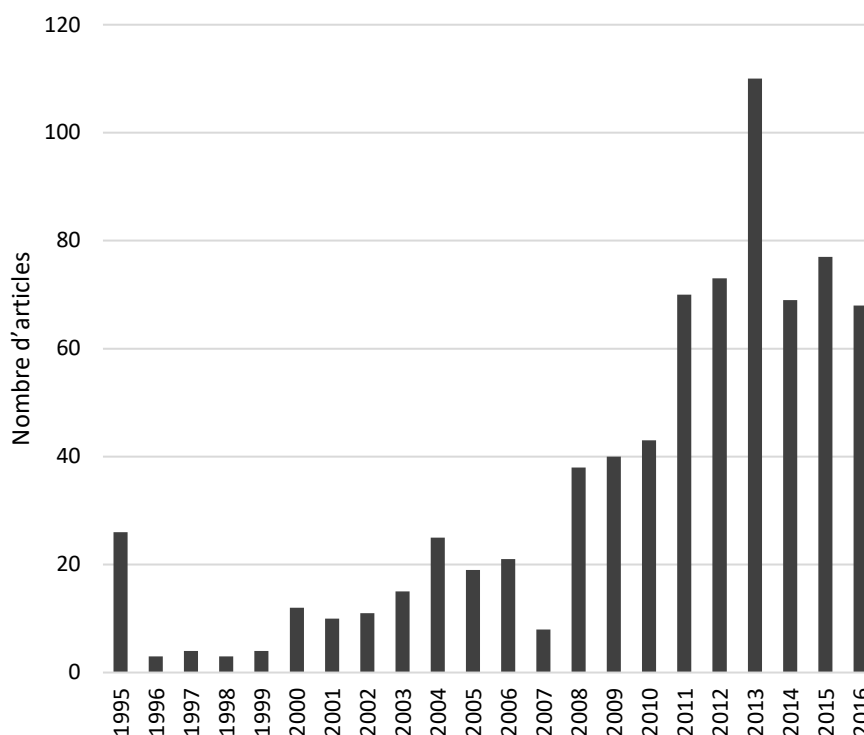


Fig. 5. Nombre d'articles publiés dans des revues à impact factor, concernant le changement climatique et les taxons ciblés dans le programme, en fonction du temps.

Parmi les taxons faunistiques, le groupe insecte-oiseau-mammifère est plus étudié depuis 1995 que le groupe amphibien-reptile (Fig. 6). Les premières publications sur les amphibiens sont plus tardives et identifiées depuis 2001 et sur les reptiles depuis 2003 (Fig. 7).

Le résultat pour le taxon insecte est à relativiser car les insectes représentent 80% de la faune terrestre. En comparaison avec la représentation de ce taxon dans le règne animal, il est peu étudié par rapport aux oiseaux et mammifères. Parmi les 197 articles sur les mammifères, seulement 51 concernent les micro-mammifères. En conclusion, malgré l'intérêt évoqué dans ce rapport de l'étude des groupes d'espèces à capacité de déplacement limité, ces espèces ont fait l'objet de moins de publications.

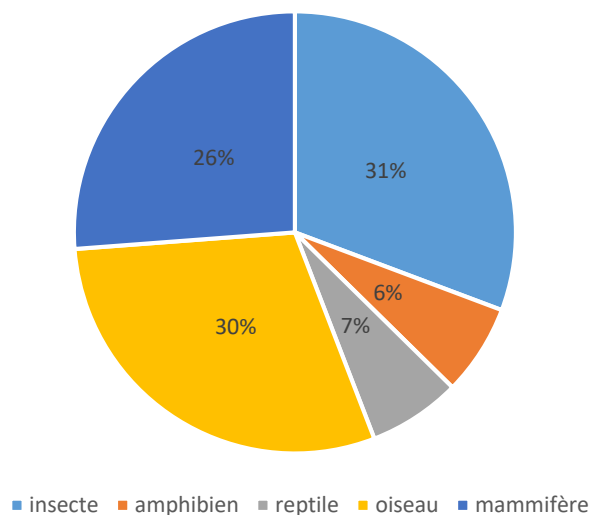


Fig. 6. Pourcentage du nombre d'articles sur le nombre total en fonction des taxons.

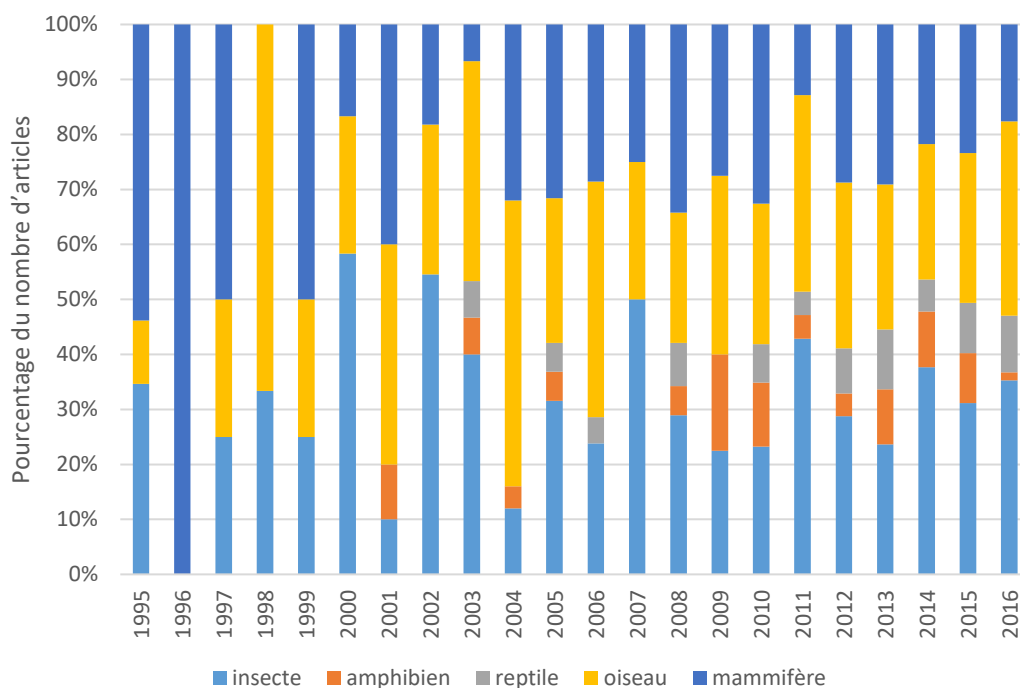


Fig. 7. Pourcentage du nombre d'articles sur le nombre total par an en fonction des taxons.

Notre compréhension générale des réponses biologiques aux changements climatiques augmente rapidement depuis une vingtaine d'années (DAUFRESNE *et al.*, 2009). Le changement climatique est une pression qui affectera la structure, la dynamique du fonctionnement des écosystèmes par un large éventail d'effets qui peuvent être classés selon leur nature et leurs caractéristiques: directs, indirects, induits, temporaires, permanents et cumulés (Fig. 8).



Les effets directs sont les effets majeurs liés directement au changement climatique qui influent de manière non équivoque sur les processus clés des écosystèmes. Les conditions environnementales jouent un rôle clé direct dans les changements de phénologie, d'aires de répartition et d'écophysiologie. Le changement climatique affecte la phénologie d'un large éventail de taxons (PARMESAN, 2006) et devient une pression pouvant provoquer des extinctions d'espèces (BELLARD *et al.*, 2012). Les espèces vont également changer leur répartition vers des latitudes et altitudes plus élevées. Compte tenu de ces déplacements spatiaux, les réponses spécifiques ont le potentiel de créer des décalages temporels ou spatiaux entre les espèces interagissant (SCHWEIGER *et al.*, 2008 ; VAN DER PUTTEN *et al.*, 2010 ; BARTOMEUS *et al.*, 2011). En raison des interdépendances biotiques au sein des réseaux trophiques, la perte ou l'ajout d'espèces dans les assemblages de flore et de faune locales peuvent provoquer des changements en cascade dans la chaîne alimentaire (DUNNE & WILLIAMS, 2009 ; WALTHER, 2010 ; PRADERVAND *et al.*, 2014). Depuis 2009, une troisième réponse universelle au changement climatique a été identifiée liée à l'écophysiologie, telle que la réduction de la masse corporelle (DAUFRESNE *et al.*, 2009).

Les effets indirects viennent de la combinaison des effets directs, qui ont tendance à s'amplifier dans le temps et à différentes échelles. La combinaison des effets liés au changement climatique et ceux liés à d'autres perturbations telles que la dégradation et la fragmentation des écosystèmes. Les effets indirects comprennent l'adaptation du cycle de vie de l'espèce, le bouleversement des relations biotiques (concurrence, mutualisme...) affectant la chaîne trophique, les interactions avec de nouveaux pathogènes des espèces invasives et la perte d'habitat.

Les effets induits sont dérivés des réponses anthropiques qui sont liées aux mesures mises en place liées aux décisions politiques. Une dynamique de publication scientifique sur le changement climatique a été identifiée depuis les années 1990 correspondant à des faits historiques scientifiques mais également politiques. La « réponse » définie par les décisions politiques est un élément indirect essentiel au développement de la connaissance sur le changement climatique. La sensibilisation et la médiation de tous les publics est ainsi un élément moteur indispensable pour orienter les décisions politiques dans le sens du développement de la connaissance.

Les effets cumulés comprennent l'interaction des effets directs, indirects, induits. Les autres facteurs anthropiques vont agir en synergie positive ou négative avec le changement climatique et augmenter la pression sur la survie des espèces (KREMEN & OSTFELD, 2005).

Les effets retenus pour l'analyse concernent les effets directs sur l'aire de répartition, la phénologie et la physiologie. Ces effets ont des conséquences différentes selon la vulnérabilité et la résilience des espèces allant de la létalité aiguë à sublétales.

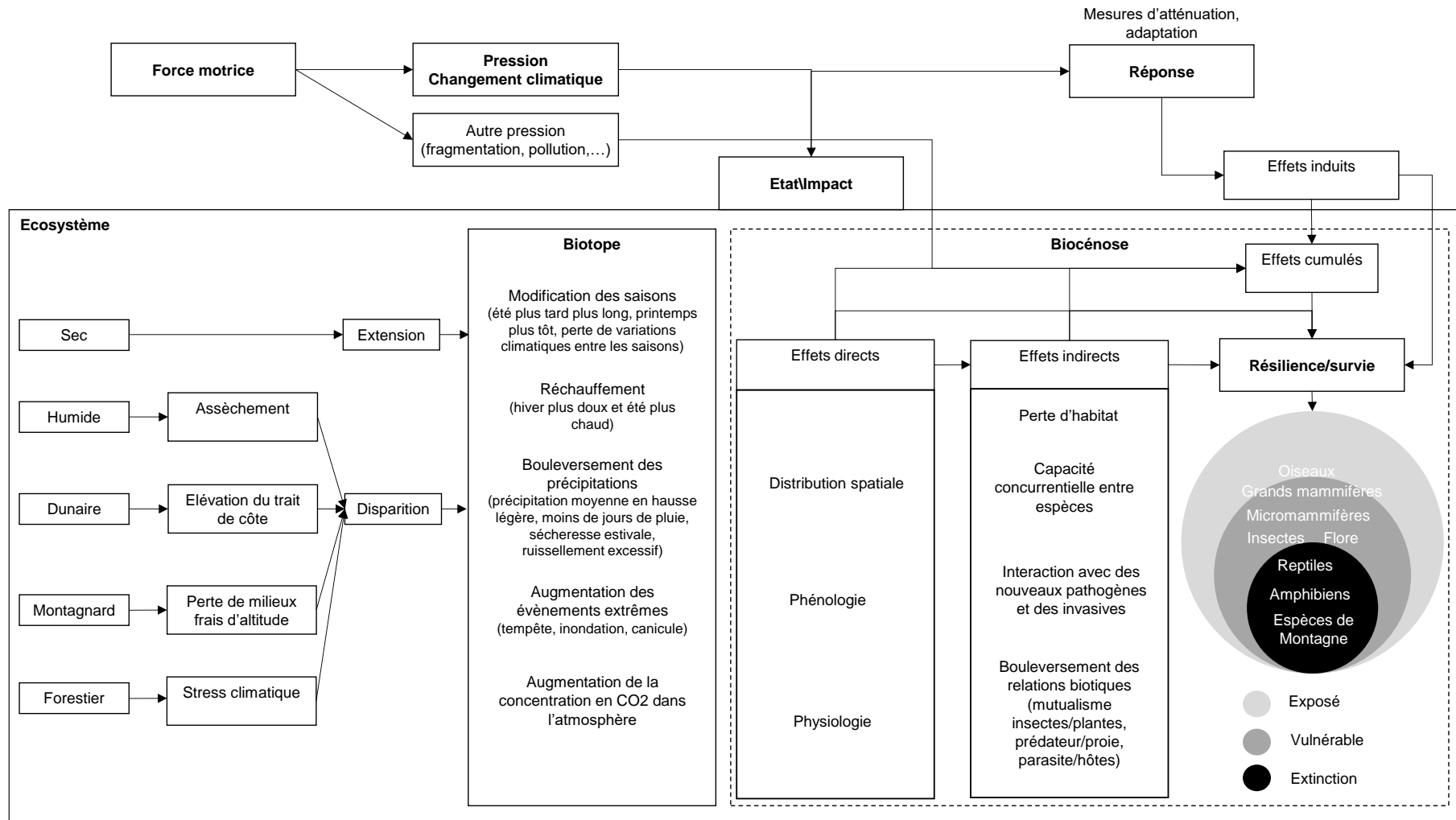


Fig. 8. Effets du changement climatique sur les composantes de l'écosystème biotope et biocénose.

3.2 La flore

Les changements à long terme des conditions environnementales par le changement climatique sont connus pour avoir des répercussions importantes sur la composition, la structure et la diversité des plantes. Ces pressions ont déjà actuellement des impacts importants (SAHNEY *et al.*, 2010). De nombreuses espèces végétales européennes pourraient être sévèrement menacées par le changement climatique. Plus de la moitié des espèces dans le monde pourrait être inscrite comme vulnérable ou menacée en 2080. La perte d'espèces modélisée montre une dépendance fortement liée aux niveaux de changement de deux variables climatiques : la température et l'humidité. Les espèces de montagnes sont particulièrement sensibles aux changements climatiques (60% de perte d'espèces). Les risques d'extinction pour les espèces végétales européennes peuvent être importants même dans le cas d'un scénario d'un changement climatique modéré (THUILLER *et al.*, 2005). Cependant, l'adaptation et la résilience aux nouvelles conditions peuvent aussi être des données importantes de réponse d'espèces végétales (JUMP & PEÑUELAS, 2005). Dans cette combinaison de pressions, d'impacts et de réponses, la prédiction du risque d'extinction des espèces végétales n'est pas facile (BOTKIN *et al.*, 2007).

Les espèces végétales réagissent de façon très différente au changement climatique. Les variations d'aire de répartition, de phénologie et de physiologie des espèces conduiront à des changements inévitables d'abondance relative des espèces et de leurs interactions. Ces changements affecteront en retour la structure et la fonction des écosystèmes (WALTHER *et al.*, 2002).

3.2.1 Aire de répartition des espèces végétales

Certaines espèces végétales se déplacent vers des altitudes et latitudes plus hautes (WALTHER *et al.*, 2002 ; PARMESAN & YOHE, 2003). L'augmentation de la température moyenne globale de 0.85°C au siècle dernier (IPCC, 2014) s'est traduite par un décalage de la flore d'environ 100 km en latitude et de plus de 100 m en altitude dans les zones tempérées. Une estimation du réchauffement de 3°C seulement au cours du prochain siècle se traduirait par des changements de plus de 300 kilomètres et 500 m respectivement (HUGHES, 2000). Les changements de température dans certaines régions, dans des sites locaux, dépassent les moyennes mondiales, et dans certains cas, les espèces végétales répondent à d'autres variables que la température moyenne, par exemple, des températures minimales associées, des vitesses de montée en température décalées dans le temps (EASTERLING *et al.*, 1997).

Plusieurs études ont observé des changements altitudinaux de ligne d'arbres dans les zones où le climat est chaud. Une des élévations de ligne d'arbres la plus documentée concerne l'île du Sud de la

Nouvelle-Zélande, où les températures moyennes ont varié d'environ 0.5°C depuis 1860. Plusieurs espèces d'arbres ont été observées des dizaines de mètres au-dessus de la ligne d'arbres la plus anciennement connue (WARDLE & COLEMAN, 1992). Des changements de végétation ont été signalés dans les régions montagneuses d'Espagne (PEÑUELAS & BOADA, 2003). Dans les montagnes de Montseny en Catalogne, les forêts de hêtres se sont déplacées de 70 m vers le haut et sont remplacées par le chêne à basse altitude, surtout sur les pentes exposées au sud. A des altitudes moyennes, le chêne se déplace également vers des altitudes plus hautes dans les landes à *Calluna*. Dans le centre de l'Espagne, les communautés de prairies alpines ont été remplacées par de la végétation arbustive (en particulier *Juniperus communis* et *Cytisus oromediterraneus*) caractéristique des altitudes plus basses (SANZ-ELORZA *et al.*, 2003). Dans les Alpes scandinaves en Suède ou Scandes, les limites supérieures des espèces communes (*Betula pubescens*, *Pinus sylvestris*, *Picea abies*) sont passées de 75 à 375 m (KULLMAN, 2003). Les transects permanents à mi-altitude dans cette chaîne de montagne démontrent l'établissement de plusieurs espèces relativement thermophiles, telles que *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Quercus robur* (KULLMAN, 2008),... Les températures estivales ont un rôle particulièrement important dans la progression globale (KULLMAN, 2001).

Les espèces végétales ont des réponses variables au déplacement latitudinal en réponse au changement climatique. En région méditerranéenne de France, l'abondance d'espèces rares ayant une aire de répartition essentiellement méditerranéenne n'a pas beaucoup changé depuis 115 ans, alors que les espèces avec des aires de répartition principalement eurosibériennes ont diminué de façon spectaculaire. Le déclin des espèces sibériennes a été attribué au réchauffement régional (LAVERGNE *et al.*, 2006).

Les changements de végétation sont complexes et sont plus susceptibles de répondre aux profils de changements de températures, leurs niveaux extrêmes plutôt qu'aux moyennes annuelles. Le stress hydrique associé à la température est une donnée fondamentale. Cependant, d'autres facteurs environnementaux sont susceptibles d'exercer une influence et leurs effets peuvent être difficiles à distinguer de celles de la température. Ceux-ci incluent des changements de précipitations en niveau et en séquence, de l'herbivorie, des incendies et de l'occupation du sol par l'homme (BERTIN, 2008).

Bien que les impacts directs soient plus faciles à prévoir et à conceptualiser, il est probable que les impacts indirects soient également tout aussi importants dans la réponse des plantes au changement climatique. Les changements d'aire de répartition des espèces entraîneront la compétition avec d'autres espèces végétales et l'introduction de nouvelles espèces dans un habitat et induisent une nouvelle relation de concurrence (KOVEN, 2013). Les changements de composition des communautés sont également une conséquence attendue du changement climatique (BERTIN, 2008).

Cependant, les changements d'aire de répartition sont beaucoup plus lents que d'autres évolutions telles que les changements phénologiques qui sont quasiment instantanés (ASKEYEV *et al.*, 2005).

3.2.2 Phénologie végétale

Les événements phénologiques sont liés à des variables environnementales telles que la température. Les modifications liées au changement climatique au cours des dernières décennies (généralement à partir des années 1970 ou 1980) sont beaucoup plus importantes que celles des précédentes décennies (PEÑUELAS *et al.*, 2002).

Les événements phénologiques en saison de printemps tels que la feuillaison et la floraison ont généralement été repérés à grande échelle (PARMESAN & YOHE, 2003 ; ROOT *et al.*, 2003 ; MENZEL *et al.*, 2006). L'avancement moyen des phénophases de printemps est de 1-3 jours par décennie dans les régions tempérées de l'hémisphère Nord. Les phénophases de printemps ont évolué de façon plus constante que les phénophases d'été ou d'automne. Le début des phénophases de printemps montre des changements plus importants que celles de fin de printemps, ou de début d'été (BERTIN, 2008). Ce constat est en partie expliqué par le fait que dans la plupart des sites, les températures en hiver et en début de printemps ont augmenté plus rapidement que les températures à d'autres moments de l'année (ROETZER *et al.*, 2000 ; CAYAN *et al.*, 2001). En milieu montagnard, la période de la fonte des neiges peut être une variable importante pour les phénophases de printemps (MOLAU *et al.*, 2005). La période de fonte des neiges est influencée par la température mais également par la quantité de précipitations et d'autres facteurs (AHAS, 1999 ; BURNS *et al.*, 2007 ; HÜTTICH *et al.*, 2007).

Les stades biologiques de l'automne, comme la coloration ou la chute des feuilles, ont été généralement retardés, cependant avec une plus grande variabilité que les stades du printemps. Les changements dans les stades biologiques en saison estivale sont mitigés. Les changements de phénophases en été et en automne sont moins cohérents que les changements de phénophases de printemps (WALTHER *et al.*, 2002), bien que la phénophase d'automne soit en léger retard (BERTIN, 2008). Des observations de la fin des années 1950 jusqu'aux années 1990, dans les Jardins phénologiques internationaux en Europe, montrent que les événements de printemps ont progressé en moyenne de 6 jours et les événements de l'automne ont été retardés en moyenne de 4-5 jours (MENZEL, 2000).

Les changements phénologiques sont variables en fonction de la localisation géographique. Les avancées des phénophases de printemps au cours de 1951-1998 étaient généralement plus élevées en Europe occidentale qu'en Europe centrale ou orientale, une différence attribuable aux changements de circulation atmosphérique due à l'oscillation nord-atlantique (SCHEIFINGER *et al.*, 2002). Les plus

grands changements phénologiques devraient se produire aux latitudes plus élevées, où les modèles de circulation générale prédisent un réchauffement plus tôt et avec une plus grande intensité (ROBINSON *et al.*, 2003). Des données obtenues en Suisse indiquent une plus grande avancée des phénophases à des altitudes plus élevées que celles à basse altitude (DEFILA & CLOT, 2001). A un niveau plus local, certains grands changements reflètent en partie les effets d'îlots de chaleur urbains (BERTIN, 2008).

Plusieurs études montrent des différences de changement phénologique entre espèces. En Europe, 31% des stades de feuillaison et de floraison ont montré des avancées significatives de la période 1971–2000 (BERTIN, 2008). Une étude a montré que la tendance d'avancement de la feuillaison variera considérable entre les espèces d'arbres dominantes en Europe de 0 à 2,4 jours par décennie (VITASSE *et al.*, 2011). 3% des stades de feuillaison et de floraison ont montré des retards importants au cours de la même période (MENZEL *et al.*, 2006). Un facteur expliquant cette variation est la différence de période de floraison ou de feuillaison des espèces (BERTIN, 2008).

3.2.3 Physiologie végétale

Le changement climatique affectera la physiologie végétale par l'intermédiaire des changements en approvisionnement en eau ; de température de l'air ; du rayonnement ; et l'augmentation de concentrations de CO₂ dans l'atmosphère.

Ces modifications climatiques ont un impact sur la transpiration végétale et sur la diffusion de l'eau racine-feuille. Ainsi, ces effets se combinent et peuvent avoir des impacts directs et indirects sur le cycle de l'eau (MCVICAR *et al.*, 2010). Les temps de réponse dans les régimes transitoires de diffusion sont un facteur important à prendre en compte, les analyses sont souvent abordées en régime permanent.

L'approvisionnement en eau est essentiel pour la croissance des plantes, elle joue un rôle clé dans la répartition, la structure et la composition des végétaux. La productivité primaire nette des écosystèmes est étroitement couplée à la disponibilité de l'eau (EAMUS, 2003). Les changements de précipitations seront variables entre les régions, plus humides pour certaines, et beaucoup plus sèches pour d'autres (PARMESAN & YOHE, 2003). Ces changements entraîneront certainement des adaptations des espèces à ces nouvelles conditions. Il a été démontré une augmentation de la résistance à l'embolie de branches entre les populations d'une espèce *Fagus sylvatica* dans des conditions d'aridité climatique de 10%. Simultanément, le diamètre des vaisseaux a diminué de 7% et l'épaisseur de la membrane (T_m) a augmenté de 15%. Le système hydraulique de branche du hêtre a ainsi un potentiel adaptatif pour répondre à une réduction de précipitation (SCHULDT *et al.*, 2016).



L'augmentation de la température favorise de nombreux processus physiologiques, tels que la photosynthèse des plantes et sur la croissance végétale. Les durées des saisons de croissance augmentent avec les variations de température (PEÑUELAS *et al.*, 2009). Ces impacts auront des effets sensibles dans les systèmes climatiques en modifiant le pouvoir réfléchissant ou l'albédo de surface, la masse et l'énergie des échanges entre la végétation et l'atmosphère. Ces impacts seront particulièrement importants aux latitudes élevées de l'hémisphère Nord qui sont dominées par les forêts de feuillus et où la température impose une contrainte majeure sur la croissance et la phénologie des feuilles (NORBY *et al.*, 2003). La température a des impacts significatifs sur le bilan hydrique des forêts par l'intermédiaire d'un certain nombre de mécanismes directs et indirects. Elle peut ainsi influencer directement la transpiration car elle affecte la densité et la viscosité de l'eau. Les forêts ont tendance à être fortement couplée à l'atmosphère : la différence de pression de vapeur entre l'intérieur d'une feuille et l'atmosphère environnante (VPD) définit la force motrice du mouvement, caractérise la diffusion de l'eau du couvert végétal. Le réchauffement climatique augmentera le déficit de pression de vapeur entre la feuille et l'atmosphère et donc augmentera au premier ordre la force motrice de transpiration (KIRSCHBAUM, 2000). En plus des impacts directs de la température sur VPD et donc la transpiration, une augmentation de la température pourrait également se traduire par une réduction de la densité des stomates (BEERLING & CHALONER, 1993). Les températures extrêmes peuvent être nocives au-delà des limites physiologiques optimum des espèces végétales (PARMESAN & YOHE, 2003).

Si les changements des facteurs climatiques tels que la température et les précipitations dans une région sont au-delà du seuil de tolérance et de plasticité phénotypique, de la résilience des espèces, alors les changements d'aire de répartition des espèces sont inévitables (PARMESAN & YOHE, 2003).

Le rayonnement solaire fournit principalement l'énergie pour la transpiration et l'évaporation, donc l'évapotranspiration est étroitement liée au rayonnement solaire entrant. Il est crucial pour les processus clés des végétaux tels que la photosynthèse. Des relations étroites existent entre la capacité de l'interception du rayonnement par les surfaces des feuilles, les capacités de circulation de l'eau, et la croissance finale. Une augmentation de fraction du rayonnement diffus arrivant à la canopée augmente la productivité de la canopée et conduit à une augmentation de la surface foliaire de la canopée qui se traduit par une utilisation de l'eau plus grande par unité de surface au sol et une augmentation de l'interception des précipitations. Cependant, l'augmentation de température de l'air, l'alternance des sécheresses, des précipitations et une couverture nuageuse vraisemblablement réduite, seraient aussi impliquées dans la réduction de zones limitées d'énergie, du rayonnement solaire direct, ce qui compense les augmentations de la fraction du rayonnement diffus arrivant à la canopée (MCVICAR *et al.*, 2010).

L'augmentation de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère peut agir sur la photosynthèse, entraînant une augmentation, une meilleure capacité de cette photosynthèse et donc une croissance accrue qui modifie la structure et la fonction des communautés végétales (GIFFORD & HOWDEN, 2001). L'augmentation de la biomasse a été observée en lien à l'augmentation du CO₂ (MCVICAR *et al.*, 2010). L'exposition des plantes à des taux de CO₂ élevés a un certain nombre de conséquences sur la croissance et la physiologie des plantes (HICKLER *et al.*, 2008). Les effets pertinents du CO₂ élevé sont recherchés par rapport aux relations de l'eau et de la croissance des espèces végétales. Il a été établi que l'augmentation des concentrations de CO₂ dans l'atmosphère a des impacts directs plutôt faibles sur les relations de l'eau des plantes (WULLSCHLEGER *et al.*, 2002). La réduction de la conductance stomatique par l'augmentation du CO₂ a le potentiel de réduire l'évapotranspiration et entraîne une augmentation du stockage de l'eau du sol ou du ruissellement (BETTS *et al.*, 2007). En régime stable, l'augmentation en température accroît le pouvoir d'évaporation de l'air, l'augmentation de CO₂ diminue la transpiration. Ce sont deux effets contraires. Le second semble inférieur en régime permanent de variation globale de température. En régime transitoire et avec sécheresse, à une échelle plus courte de temps, inférieure à la saison, la réponse des plantes à la sécheresse est physiologique, par la réponse des stomates et par le transport de l'eau racines-feuilles qui sont décalés en temps de réponse. La transpiration de la canopée tend à diminuer plus vite que la conductance hydraulique durant la sécheresse réduisant la chute de pression dans la plante. Donc l'augmentation de température sur des phases courtes est plus influente que sur des temps longs à cause des temps de réponse (MARTINEZ-VILALTA *et al.*, 2014). La teneur en CO₂ est plutôt négativement corrélée avec la composante de la conductance stomatique. Plus cette teneur en CO₂ est grande et plus la conductance est faible. Le CO₂ agit en sens contraire mais plus rapidement. D'où un décalage pour rattraper la montée en température (MAHERALI & DELUCIA, 2000).

L'évapotranspiration des plantes permet les transferts vers l'atmosphère de l'eau. Les grandes formations végétales jouent un rôle important sur le cycle de l'eau et donc sur le climat régional et mondial. Le changement climatique a un effet sur les formations végétales qui à leur tour modifient les microclimats qui sont impactés (MCVICAR *et al.*, 2010).

Cependant, dans les milieux naturels, les changements attribués à la croissance des forêts par un taux de CO₂ élevé sont complexes et d'autres facteurs interagissent, par exemple des changements dans la disponibilité de l'eau, les régimes de perturbation et des co-variables des variables climatiques. Une augmentation de CO₂ peut aussi conduire à modifier la chimie des feuilles et éventuellement changer la nutrition des herbivores (GLEADOW *et al.*, 1998).

Les changements observés et prévus d'aire de répartition des espèces végétales, de la phénologie et de la physiologie végétale ont des implications majeures pour les différents phénomènes



écologiques et évolutifs, y compris la productivité des écosystèmes, les interactions entre espèces, la structure de la communauté, et la conservation de la biodiversité. Dans une région donnée, les plantes et les animaux répondent souvent de manière variable aux changements de température, ce qui est susceptible de changer les interactions entre les plantes, leurs pollinisateurs et les herbivores (BERTIN, 2008).

3.3 La faune

Comparée à la flore, la faune a une capacité de dispersion plus rapide. Cependant, parmi les espèces faunistiques, certaines ont des capacités de déplacement plus limitées, cela concerne des taxons d'insectes, d'amphibiens, de reptiles et de micromammifères.

Les animaux ectothermes (insectes, amphibiens, reptiles), ont des processus biologiques et écologiques qui dépendent plus fortement du niveau de température et du rythme des saisons qui en découle que chez les animaux endothermiques. Ils ont une plus forte probabilité d'extinction en réponse au changement climatique (oiseaux et mammifères) (HUEY *et al.*, 2009 ; ARAGON *et al.*, 2010 ; MORENO-RUEDA *et al.*, 2011).

3.3.1 Aire de répartition

En ce qui concerne la répartition des espèces animales, les oiseaux d'Europe, les insectes et les mammifères sont en mouvement vers le nord et vers de plus hautes altitudes en réponse au changement climatique observé (FEEHAN *et al.*, 2009). En Grande-Bretagne, au cours des 25 dernières années, 275 espèces sur 329 espèces d'invertébrés, de mammifères, d'amphibiens, de reptiles, d'oiseaux et de poissons se sont déplacées vers le nord sur 31-60 km, 52 espèces se sont déplacées vers le sud, et seulement deux n'ont pas bougé (HICKLING *et al.*, 2006). Cependant, de nombreuses espèces, y compris les papillons, ne parviennent pas à se déplacer aussi rapidement qu'il le faudrait compte tenu du rythme actuel du changement climatique (WARREN *et al.*, 2001). Le changement climatique, la fragmentation de l'habitat et d'autres obstacles empêcheront le mouvement de nombreuses espèces animales, conduisant éventuellement à une baisse progressive de la biodiversité européenne. La répartition de nombreuses espèces animales sera particulièrement touchée par le changement climatique si la fragmentation du paysage entrave leur mouvement vers des zones aux conditions climatiques plus favorables. Les espèces répandues peuvent être moins vulnérables, tandis que les espèces endémiques, menacées et déjà sous pression, seront plus sujettes au risque d'extinction (LEVINSKY *et al.*, 2007 ; LEMOINE *et al.*, 2007). Des conditions plus chaudes, en particulier des hivers chauds, permettent l'établissement de nouvelles espèces animales et végétales nuisibles

et/ou invasives. Les risques sanitaires associés aux maladies vectorielles sont liés aux invasions d'espèces telles que les tiques et les moustiques (FEEHAN *et al.*, 2009).

En ce qui concerne la phénologie des animaux, le réchauffement climatique a provoqué l'avancement des cycles de vie, pour les insectes (papillons et libellules particulièrement sensibles à la température), les grenouilles, les oiseaux nicheurs et les oiseaux migrateurs. La tendance vers des températures plus chaudes peut continuer à induire une activité de reproduction et de migration plus précoce. Les événements de froid imprévisibles sont susceptibles de causer une forte mortalité (FEEHAN *et al.*, 2009). Cependant, les saisons de reproduction sont allongées, permettant à des générations supplémentaires des espèces nuisibles de se reproduire (CANNON, 1998). Ces tendances devraient se poursuivre puisque le réchauffement climatique se développera dans les décennies à venir. Les populations peuvent exploser si les jeunes ne sont pas exposés à des pressions de prédation normales (FEEHAN *et al.*, 2009). A l'inverse, les populations peuvent se bloquer si l'émergence de jeunes vulnérables n'est pas en synchronie avec leur principale source de nourriture ou si la réduction des temps d'hibernation conduit à une baisse de l'état corporel comme en témoignent les taux de survie inférieurs de certains amphibiens (READING, 2007).

3.3.2 Phénologie

Les impacts futurs du changement climatique sur la phénologie des animaux restent encore mal compris, mais incluraient l'augmentation de l'inadéquation trophique et la perturbation du fonctionnement des écosystèmes. Une saison de printemps précoce peut entraîner un asynchronisme entre les sources de nourriture et de nourrissage des jeunes, ce qui provoque la famine des jeunes, et la perturbation des relations prédateur-proie (FEEHAN *et al.*, 2009). Cette incompatibilité trophique a été démontrée pour différents groupes animaux, y compris pour les oiseaux (BOTH *et al.*, 2006). En outre, les événements extrêmes tels que les inondations, la sécheresse et les incendies peuvent perturber les écosystèmes, ce qui empêche la croissance des espèces végétales clés. Beaucoup d'espèces de papillons se déplacent vers le nord, mais souvent avec des baisses globales d'abondance (WARREN *et al.*, 2001). Les interactions biotiques sont des facteurs importants pour expliquer les aires de répartition des espèces de papillons, car ils sont souvent spécifiques à leur plante hôte. La répartition actuelle de l'Apollo opacifié (*Parnassius mnemosyne*) est expliquée non seulement par le climat, mais aussi par la présence de sa plante hôte (ARAUJO & LUOTO, 2007). Les inadéquations trophiques entre les papillons, leurs plantes hôtes et le climat, bénéficient aux généralistes au détriment des spécialistes (FEEHAN *et al.*, 2009).

3.3.3 Ecophysiologie

Plusieurs études en écophysiologie ont souligné l'importance croissante de l'étude des réponses physiologiques de l'organisme aux changements climatiques, y compris leurs limites de tolérance aux changements environnementaux. L'écophysiologie peut contribuer à une vision globale des impacts des changements climatiques sur les organismes, les écosystèmes et leurs réponses évolutives (BOZINOVIC & PÖRTNER, 2015).

Les espèces et leurs stades de vie ont des plages thermiques différentes reflétant la spécialisation à des régimes de température, des caractéristiques de l'habitat et du mode de vie. Leurs limites de température peuvent être modifiées par l'acclimatation ou l'adaptation évolutive jusqu'à certaines limites spécifiques. Les réponses physiologiques vont varier entre les espèces endothermes ou ectothermes et les espèces mobiles ou sédentaires. La température affecte l'ensemble des fonctions biologiques des organismes ectothermes qui ont la même température corporelle que celle du milieu. La capacité des organismes à se déplacer ou à surmonter les barrières géographiques peut limiter les organismes à suivre le déplacement des zones climatiques et donc les rendre plus sensibles aux effets physiologiques. Selon les espèces, les effets des changements climatiques sont sublétaux ou létaux. La caractérisation de ces deux types d'effets sur les espèces est une condition préalable à la prédiction des effets écologiques sur les organismes, les populations et les espèces. Les individus exposés aux changements climatiques peuvent atteindre un état qui est au-delà de leur capacité à maintenir l'homéostasie, leurs performances de croissance, de reproduction et leurs comportements ou à se défendre contre des stress biotiques et physicochimiques (BOZINOVIC & PÖRTNER, 2015).

En conséquence des perturbations du fonctionnement de l'organisme, la fitness, l'aptitude à s'adapter peut être réduite. Les populations risquent de perdre la variabilité génétique, et l'extinction devient probable (FOLGUERA *et al.*, 2009). La compréhension et l'explication de ces phénomènes doit impliquer la détermination des effets combinés et interactifs des facteurs limitants, des tolérances et des aires de répartition des espèces, agissant sur les caractéristiques physiologiques (BOZINOVIC *et al.*, 2011). Ils doivent également impliquer la connaissance de la plasticité individuelle à changer ces limites dans le temps, ainsi que le taux et les limites de l'adaptation évolutive à les modifier au fil des générations (REUSCH, 2014).

Diverses approches conceptuelles et de modélisation traitent des questions de réaction thermique en se basant sur les limites de tolérance thermique des organismes (ANGILLETTA, 2009). Cependant, ces approches ne permettent pas d'identifier les mécanismes physiologiques et biochimiques sous-jacents aux différents niveaux d'organisation biologique. Les efforts récents pour comprendre la sensibilité du climat des ectothermes dans le domaine marin ont conduit au

développement du concept de la limitation de l'oxygène et de la capacité de tolérance thermique (OCLTT). Ce cadre relie l'organisation et les différents niveaux de l'écosystème à l'organisme, aux tissus, aux cellules et aux molécules et de prédire la réponse des espèces au stress thermique (PÖRTNER, 2012). Le concept OCLTT vise à identifier les mécanismes de réaction thermique des espèces marines et de leurs stades de vie en fonction de l'échelle de température. Il met l'accent sur la température comme force motrice essentielle des impacts du changement climatique sur la biocénose, par des moyennes, des extrêmes, la variabilité de l'évolution des températures ainsi que ses interactions avec d'autres facteurs. Cette hypothèse est étayée par des observations de laboratoire et sur le terrain (PÖRTNER & KNUST, 2007). Les études en biologie thermique ont souvent mis l'accent sur l'impact de l'évolution des valeurs moyennes sur les organismes, mais la variabilité de la température peut également agir comme une force sélective (CLAVIJO-BQUET *et al.*, 2014). Cela souligne la nécessité pour le développement parallèle des approches théoriques et expérimentales, d'autant plus que les expériences ne peuvent pas prendre en compte tous les aspects de phénomènes complexes (ANGILLETTA, 2009).

L'étude de la physiologie permet de caractériser les effets sublétaux et létaux, les capacités de réponses, les facteurs qui affectent et limitent l'aire de répartition, la plasticité phénotypique, l'adaptation génétique, et les stratégies d'histoire de vie aux changements climatiques (BOZINOVIC & PÖRTNER, 2015).

Les changements physiologiques agissent sur les deux autres effets biologiques (la répartition spatiale et la phénologie), et donc sur l'équilibre et la synchronisation des niveaux trophiques et la structure des communautés d'espèces (BOZINOVIC & PÖRTNER, 2015).



4. Développement d'indicateurs sentinelles du climat

4.1 Piste de recherche : groupes d'espèces sentinelles

De façon générale, la littérature mentionne les points suivants. Les réponses universelles reconnues sont les changements d'aire de répartition, de phénologie et d'écophysiologie des espèces. L'ampleur et la direction des réponses au changement climatique varient selon les espèces (TAFANI *et al.*, 2013). Cet état de l'art sur les effets du changement climatique sur la biodiversité terrestre permet d'identifier des groupes d'espèces potentiellement sensibles au changement climatique.

4.1.1 Flore

Les espèces végétales sont de bons indicateurs des effets du changement climatique. Les changements d'aire de répartition des espèces végétales peuvent être plus faciles à détecter que des changements d'aire de répartition des animaux, car ces derniers ont souvent des fluctuations annuelles plus importantes (PEÑUELAS & BOADA, 2003). Cependant, le rythme des changements chez la flore varie et est susceptible d'être beaucoup plus lent que chez les animaux en raison de la mobilité réduite et, chez certaines espèces végétales, le temps de génération est relativement court (PARMESAN, 2006 ; HICKLING *et al.*, 2006 ; BERTIN, 2008).

Le changement climatique est responsable des changements d'aire de répartition observés vers le nord et en altitude de nombreuses espèces végétales. À la fin du 21^e siècle, les aires de répartition des espèces européennes devraient avoir changé sur plusieurs centaines de kilomètres vers le nord (FEEHAN *et al.*, 2009). Les forêts sont susceptibles de diminuer dans le sud et de s'étendre dans le nord (WALTHER *et al.*, 2005). La rapidité du changement dépasse la capacité d'adaptation de nombreuses espèces entraînant des extinctions (IPCC, 2014). La capacité d'adaptation des espèces est liée à leur diversité génétique. A la fin du 21^{ème} siècle, sur 1350 espèces végétales européennes, plus de la moitié atteindra sa limite d'aire de répartition et d'altitude et pourrait devenir menacée en 2080, avec des risques élevés d'extinction (THUILLER *et al.*, 2005). Les plus grands changements sont prévus pour les espèces de plantes endémiques en Méditerranée, en zone euro-sibérienne et de nombreuses espèces dans les régions de montagne. 60% des espèces de plantes de montagne se déplacent de plus en plus en altitude et peuvent être menacées d'extinction (WALTHER *et al.*, 2005 ; THUILLER *et al.*, 2005 ; IPCC, 2014). La migration vers de plus hautes altitudes des lignes d'arbres est un phénomène mondial. Elle pourrait devenir une menace majeure pour la biodiversité dans les montagnes, notamment pour l'espèce du Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) (PAULI *et al.*, 2007 ; KULLMAN, 2007). 10-50% des espèces végétales dans les pays européens risquent de disparaître d'ici 2100 sur leur

emplacement actuel en l'absence d'atténuation du changement climatique (BAKKENES *et al.*, 2006). D'autres espèces devraient bénéficier des conditions environnementales changeantes (VESPERINAS *et al.*, 2001) avec notamment l'émergence d'espèces non indigènes envahissantes. Ces invasives auront des conséquences difficiles à prévoir pour la conservation de la biodiversité à long terme (GITAY *et al.*, 2002). Par conséquent, la composition de nombreuses communautés végétales est en train de changer dans la mesure où ces nouveaux assemblages apparaissent (FEEHAN *et al.*, 2009).

Il existe des preuves claires que la phénologie des plantes ou le calendrier saisonnier des plantes sont en train de changer à travers l'Europe en raison de l'évolution des conditions climatiques (PARMESAN & YOHE, 2003 ; ROOT *et al.*, 2003 ; MENZEL *et al.*, 2006). Le changement de phénologie climatique est susceptible de modifier le calendrier des saisons et, par conséquent, il est possible que les espèces modifient la période de leur reproduction : les espèces se reproduisant normalement au printemps tendent à se reproduire plus tôt ; les espèces d'automne, de leur côté, ont une reproduction plus tardive et certaines ne changeront pas leur date de reproduction (LI *et al.*, 2013). L'arrivée plus précoce du printemps a plus d'effet que la température. Entre 1971 et 2000, la progression moyenne du début du printemps et de l'été était de 2,5 jours par décennie (MENZEL *et al.*, 2006). La saison du pollen commence en moyenne 10 jours plus tôt qu'il y a plus de 50 ans (FITTER & FITTER, 2002). Les différentes espèces montrent des réponses phénologiques différentes. Par exemple, des espèces végétales pollinisées par les insectes sont plus susceptibles de fleurir plus tôt que les plantes vivaces et que les espèces pollinisées par le vent (FITTER & FITTER, 2002). Les changements dans la floraison plus précoce ont des implications sur le moment et l'intensité de la saison pollinique. La concentration de pollen dans l'air augmente. Au global, les tendances des changements phénologiques dans les années et les décennies à venir continueront de progresser avec un réchauffement climatique qui s'accélère (FEEHAN *et al.*, 2009).



4.1.2 Invertébrés

Parmi les invertébrés, les insectes se sont révélés être de bons indicateurs biologiques des changements anthropiques sur l'environnement, comme la pollution, la perte d'habitat et la fragmentation. Ils sont également de bons indicateurs du changement climatique actuel. 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 (MENEDEZ, 2007).

Le changement climatique et la destruction de l'habitat ont été liés à une réduction mondiale de la biodiversité des vertébrés, y compris les mammifères, les amphibiens, les oiseaux et les poissons. Toutefois, les invertébrés constituent la grande majorité de la richesse globale des espèces, ainsi que les effets combinés du changement climatique et de l'utilisation des terres sur les invertébrés restent mal connus.

Les insectes sont censés être très sensibles aux changements climatiques, parce qu'ils ont des cycles de vie courts qui sont fortement influencés par la température. Les insectes constituent également le groupe taxonomique le plus diversifié. Cependant, un examen des données publiées récemment des effets observés et modélisés du changement climatique dans dix revues de haut rang montre que relativement peu d'études se sont concentrées sur les insectes. La majorité de ces études sont sur les lépidoptères, en raison de l'existence de jeux de données contemporaines et historiques détaillées. Ces biais dans les informations publiées peuvent influencer sur les conclusions relatives à la menace du changement climatique pour la biodiversité des insectes. L'évaluation de la vulnérabilité des espèces d'insectes protégés par la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel souligne également que la plupart des informations sont disponibles pour les lépidoptères. En l'absence des données nécessaires pour effectuer des évaluations détaillées des effets probables du changement climatique sur les insectes les plus menacés, nous considérons comment les études autoécologique peut aider à éclairer la vulnérabilité potentielle des espèces, et tirer des conclusions préliminaires sur les priorités en matière de conservation des insectes et la recherche dans un climat changeant (FORISTER *et al.*, 2010).

Cependant, il y a encore beaucoup d'inconnues dans notre compréhension des effets néfastes et bénéfiques du changement climatique pour les systèmes biologiques. La recherche future doit tenir compte d'autres facteurs climatiques, biais géographique et taxonomique et l'effet des réponses individuelles sur l'interaction des espèces.



Parmi le groupe insectes, seuls quelques groupes d'insectes ont été étudiés dans le contexte du changement climatique (papillons, libellules, pucerons et bourdons). A notre connaissance, nous n'avons presque aucune information sur certains groupes par exemple les coléoptères. Les réponses face au changement climatique exigent des données historiques de bonne qualité à grande échelle spatiale. Ces données ne sont pas disponibles pour de nombreux groupes taxonomiques.

- Hyménoptères

La pollinisation est un élément essentiel pour le maintien de la biodiversité (KREMEN & OSTFELD, 2005). 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 guilda variée de pollinisateurs (BLÜTHGEN & KLEIN, 2011). 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 (ARAUJO & LUOTO, 2007).

Les biotopes de montagne sont particulièrement sensibles aux variations climatiques conduisant à des changements potentiels de structure fonctionnelle dans les communautés (ENGLER *et al.*, 2011). 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 (BINGHAM & RANKER, 2000). Les caractéristiques fonctionnelles des bourdons leur permettent de tolérer des températures froides et d'avoir une activité efficace et optimale à haute altitude (OWEN *et al.*, 2013). 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 (PRADERVAND *et al.*, 2014).

Dans les Alpes suisses occidentales, au moins cinq espèces de bourdons perdraient plus de 80% de leur population d'ici 2085 et risquent une extinction locale si le réchauffement se poursuit. Les espèces spécialistes de haute altitude comme *Bombus monticola*, *B. sichelii* et *B. pyrenaicus* ne sont potentiellement pas tolérantes aux fortes températures, ou elles sont moins actives par rapport aux autres espèces de bourdons plus compétitifs de milieux plus chauds (GOULSON *et al.*, 2005). Les espèces les plus rares, avec une niche spécialisée, subiront la plus grande perte, comme par exemple *B. alpinus* qui se situe dans deux sites des Alpes au-dessus de 2500 m. L'habitat de ces espèces, déjà réduit, est susceptible de diminuer par le changement climatique et, au fur et à mesure, une dispersion vers les sommets sera limitée (PRADERVAND *et al.*, 2014).

Sous l'effet du changement climatique, certaines espèces de bourdons ont colonisé récemment l'Europe du Nord (MACDONALD, 2001), ainsi deux espèces Euro-Méditerranéennes de bourdons, *Bombus terrestris* et *Bombus lapidarius*, ont récemment franchi en 2013 et 2014 le Cercle Arctique (MARTINET *et al.*, 2015). En plus de provoquer le changement de répartition des espèces, le changement climatique peut également influencer sur la structure fonctionnelle des communautés. Les morphologies florales des communautés végétales sont étroitement liées à la structure fonctionnelle des pollinisateurs (PELLISSIER *et al.*, 2010). Le succès de la pollinisation d'une grande

majorité des espèces végétales est ainsi déterminé par la disponibilité d'espèces diverses de pollinisateurs aux caractéristiques appropriées telles que la taille du corps ou la longueur du proboscis (BOND, 1994 ; CORBET, 2000). Par sélection dans le temps, les bourdons présentent un proboscis d'une longueur associée au type de fleurs. Les bourdons avec un proboscis plus long visitent les fleurs plus profondes et ceux à proboscis courts des fleurs courtes. Une modification de la structure de la longueur du proboscis dans les communautés de bourdons est observée dans les Alpes et en Suède (BOMMARCO *et al.*, 2012 ; PRADERVAND *et al.*, 2014). Le changement climatique perturbe ainsi les interactions plante-pollinisateur par une homogénéisation de la diversité des proboscis (CORBET, 2000), pouvant entraîner une diminution de certaines populations des espèces de bourdons (BOMMARCO *et al.*, 2012) voire sur le long terme conduire à la disparition locale des espèces de bourdons notamment celles adaptées au froid (PRADERVAND *et al.*, 2014).

- Lépidoptères

Les lépidoptères se démarquent comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique, étant donné que, d'une part, ils sont poïkilothermes et, d'autre part, ils ont fait l'objet de programmes de surveillances approfondies dans plusieurs pays pendant plusieurs décennies (STEFANESCU *et al.*, 2003). Les Lépidoptères disposent d'un cycle de vie très court et largement influencé par les conditions climatiques. Plusieurs études menées sur le groupe ont mis en évidence des impacts directs du changement climatique sur certains rhopalocères notamment.

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). Dans la Sierra Nevada en Californie du Nord, sur 35 années de données, sur 159 espèces de papillons, la richesse spécifique a diminué de moitié, avec des variations plus sévères aux altitudes les plus basses, où la destruction de l'habitat est la plus importante. A des altitudes plus élevées, les espèces tolérantes au réchauffement climatique se sont développées. A long terme, l'interaction des changements induits par l'homme, à la fois sur le climat et sur l'habitat disponible, donne des effets négatifs pour les espèces de papillons (FORISTER *et al.*, 2010).

De nombreuses espèces sont limitées aux régions montagneuses de haute altitude où les températures sont plus froides (SETTELE *et al.*, 2008). Leurs communautés écologiques ont réagi au réchauffement climatique en migrant vers des altitudes plus élevées. Mais le déplacement varie selon les espèces et les habitats, et quelques espèces sont persistantes à basse altitude, malgré l'augmentation des températures (WILSON *et al.*, 2015). Le réchauffement climatique peut donc

entraîner le déclin des populations de basse altitude et en conséquence la répartition de ces espèces (THOMAS *et al.*, 2006 ; FRANCO *et al.*, 2006 ; THOMAS, 2010).

Un exemple est le papillon Apollon *Parnassius apollo*, pour lequel une plus grande perte, se retrouve dans les populations de haute altitude (WILSON *et al.*, 2015). *Parnassius apollo* est un papillon de montagne en Europe, et ses larves se nourrissent principalement sur des *Sedum sp.* (Crassulaceae) (DESCHAMPS-COTTIN *et al.*, 1997) : *Sedum amplexicaule* (SANCHEZ-RODRIGUEZ & BAZ, 1996), *S. brevifolium*, *S. forsterianum* et *S. album* (ASHTON *et al.*, 2009). Le papillon crée une génération par an (juin-août). Il hiberne en petite larve à l'intérieur de l'œuf (WILSON *et al.*, 2015).

La population *P. apollo* a diminué en Europe de près de 30% depuis 2000 (VAN SWAAY *et al.*, 2010), en lien avec le changement climatique (DESCIMON *et al.*, 2005). Le changement d'occupation du sol et la pollution peuvent également être associés à ce déclin (SANCHEZ-RODRIGUEZ & BAZ, 1996 ; NIEMINEN *et al.*, 2001 ; FRED & BROMMER, 2005). Une baisse des populations depuis les années 1960 suggère un déclin général pour cette espèce de papillon dans la chaîne de montagnes de la Sierra de Guadarrama, dans le centre de l'Espagne, où la température moyenne annuelle a augmenté d'environ 0,4°C par décennie depuis 1970 (WILSON *et al.*, 2005).

Le déclin observé à haute altitude entre 1967 et 2008 proviendrait d'une diminution globale des populations dans le centre de l'Espagne sur toutes les gammes d'altitudes liée au climat, conduisant à des extinctions locales (WILSON *et al.*, 2015). Les résultats obtenus depuis 2006 indiquent l'importance de la qualité de l'habitat local pour la persistance de la population (WILSON *et al.*, 2015) notamment une importante disponibilité de plantes hôtes pour les larves. A une résolution plus fine, les habitats autour de 1500-2000 m d'altitude, avec une couverture de sol intermédiaire d'arbustes et de plantes hôtes larvaires de *Sedum* sont les plus susceptibles d'accueillir les populations de *P. apollo* (ASHTON *et al.*, 2009 ; GUTIERREZ *et al.*, 2013). Ainsi, bien que les variations de températures aient été considérables pendant la période de développement larvaire *P. apollo*, la structure de la végétation semble avoir été le facteur le plus important dans l'utilisation de l'habitat local et pour la persistance de la population (WILSON *et al.*, 2015).

Le type de couverture de végétation, les abris naturels, amplifient, filtrent les variations de température. Dans les zones suffisamment étendues des plantes hôtes des larves et avec un couvert de type arbustif, les populations de *P. apollo* ont pu persister depuis 2006 dans toute la gamme d'altitude de l'espèce (GUTIERREZ *et al.*, 2013). Les œufs ne sont pas posés directement sur les feuilles de sedum. Un site avec suffisamment de plantes hôtes et d'arbustes peut agir à la fois en tant que support de ponte, et d'abri pour les larves (ASHTON *et al.*, 2009). Celles-ci utilisent ainsi à la fois le sol nu et le couvert arbustif pour la thermorégulation et la recherche de nourriture, tout en se déplaçant sur des distances relativement courtes. Les températures printanières sur le sol nu sont en moyenne

2–3°C plus hautes que les températures sous la végétation (ASHTON *et al.*, 2009). L'émergence des larves au printemps est avancée par des températures plus chaudes. Les pentes raides exposées au sud provoquent un plus grand risque de mortalité suite à un événement froid (SCHMELLER *et al.*, 2011).

Pour les autres papillons montagnards, les dates avancées de la fonte des neiges ont accru la mortalité larvaire et la baisse de la qualité de la plante hôte des larves (BOGGS & INOUE, 2012 ; ROLAND & MATTER, 2013). La période annuelle de la couverture de neige a diminué de 20–30 jours de 1967–1973. Cette diminution est liée au déclin observé chez *P. apollo* dans la Sierra de Guadarrama (GIMENEZ-BENAVIDES *et al.*, 2007). Dans ce contexte, la protection des habitats, topographiquement hétérogènes, qui incluent des endroits abrités, orientés vers le nord, où les conditions sont fraîches, permet une couverture de neige plus adaptée. Les pentes exposées au sud quant-à-elles sont plus chaudes et permettent aux larves de se développer assez rapidement pendant les années froides (WEISS *et al.*, 1988).

La structure topographique, la végétation locale et le microhabitat fournissent des variations microclimatiques que les individus peuvent exploiter pour répondre à leurs exigences climatiques, à la fois de la disponibilité des ressources et des conditions de microclimat pour les larves, en dépit des conditions ambiantes défavorables. Malgré un récent déclin généralisé de *P. apollo* dans la Sierra de Guadarrama, les habitats locaux adaptés peuvent permettre aux populations de survivre dans toute la gamme d'altitude (WILSON *et al.*, 2015).

De plus, la connectivité restreinte entre les populations conduit à la fois à la réduction des chances de préservation ou de recolonisation des populations après des baisses locales d'effectifs ou des extinctions, et potentiellement à un risque accru de consanguinité (SCHMELLER *et al.*, 2011). La reforestation dans la Sierra de Guadarrama (HERAS *et al.*, 2011) contribuerait également à la réduction de la connectivité pour l'espèce. Cela a été constaté chez les populations de *P. smintheus* dans les montagnes Rocheuses (ROLAND & MATTER, 2007). La diminution de la densité de la population locale, potentiellement liée aux conditions climatiques, est également susceptible de contribuer au déclin de la population. Des sites qui contiennent des quantités favorables de plantes hôtes et d'arbustes, mais sur des surfaces isolés et petites offrent peu de chances de persistance des populations à long terme et provoquent des extinctions (WILSON *et al.*, 2015).

Le changement climatique affectera également les cycles biologiques des espèces (STEFANESCU *et al.*, 2003), les interactions plantes-insectes (ROMO *et al.*, 2014), les phénomènes écophysologiques (ZEUSS *et al.*, 2014) et en conséquence la survie des populations.

Le changement climatique peut modifier les périodes de vol des papillons, des températures plus élevées au printemps ont tendance à produire des avancées phénologiques. En Espagne, entre 1988



et 2002, les dates de vol ont significativement avancé pour 8 espèces parmi 19 espèces de papillons observées. Ces changements sont liés à une augmentation des températures moyennes de février, mars et juin de 1 à 1,5 ° C. Les réponses phénologiques peuvent être différentes entre des mêmes lignées ou des groupes taxonomiques proches. Les différents degrés de flexibilité phénologique peuvent expliquer les différentes réponses des espèces. Les espèces multivoltines auront certainement une forte sélection favorisant des adaptations saisonnières locales telles que les phénomènes de diapause ou le comportement migratoire (STEFANESCU *et al.*, 2003).

Les températures plus élevées entraînent des dérèglements entre les interactions essentielles des espèces de papillons avec leurs plantes nourricières, comme par exemple l'Azuré des mouillères *Maculinea alcon* et sa plante hôte *Gentiana pneumonanthe* (CORMONT *et al.*, 2013). Le décalage précoce de la reproduction peut avoir des effets multiples et en cascade. Les espèces à capacité d'adaptation limitée sont sensibles à ce décalage de phénologie qui réduit l'état de remise en forme de l'individu, augmente la mortalité, et perturbe la chaîne trophique.

Les espèces animales ectothermes, comme les insectes, utilisent la thermorégulation comportementale pour maintenir leur température corporelle. Différentes réponses à la température ambiante entre les populations de basse et haute altitude de papillons Satyrinae suggèrent d'éventuelles adaptations locales aux différents climats. Les espèces de basse altitude peuvent se retirer dans des microhabitats plus froids pour échapper à la chaleur, si nécessaire. Cependant, les populations d'espèces forestières de plaines peuvent être plus gravement menacées par le réchauffement climatique à cause de l'indisponibilité de microclimats froids. L'hétérogénéité de l'habitat permet d'atténuer les conséquences du changement climatique en fournissant une variété de microclimats, qui peuvent être explorées activement par les adultes. L'hétérogénéité de l'habitat est donc nécessaire à la survie des espèces à long terme (KLECKOVA & KLECKA, 2016).

Les phénomènes écophysiologiques peuvent également affecter les modèles biogéographiques à grande échelle. Le corps des insectes utilise l'énergie du soleil pour devenir mobile. Leur coloration varie en fonction du climat actuel. Les espèces d'insectes (libellules et papillons) de couleur foncée sont favorisées en climats plus froids et les espèces de couleur claire en climats chauds. Le lien entre le climat, les traits fonctionnels et les espèces affectent les répartitions géographiques, et ce, à l'échelle continentale (ZEUSS *et al.*, 2014).

Les espèces de papillons réagiront différemment aux changements climatiques et les mêmes espèces peuvent avoir une réponse différente au changement climatique en fonction des caractéristiques des populations, de l'habitat et des variations climatiques locales. Les interactions avec les facteurs biotiques et abiotiques, devraient être localisées.

- Odonates

Les odonates sont des espèces indicatrices des effets biologiques des changements climatiques (OTT, 2010). Les libellules réagissent rapidement aux changements climatiques, montrant des réponses fortes sur un laps de temps de 10 ans (FLENNER & SAHLEN, 2008). La plupart dépendent fortement des conditions de l'habitat, par exemple, la température de l'eau, la teneur en oxygène et la disponibilité de mares d'eau douce (JAESCHKE *et al.*, 2013). Les changements climatiques modifient la composition de la communauté et l'abondance des espèces (FLENNER & SAHLEN, 2008). Les traits d'histoire de vie des libellules, la thermorégulation, l'écologie, l'habitat et l'évolution sont impactés (HASSALL & THOMPSON, 2008).

Les libellules Anisoptera et Zygoptera évoluent vers le nord en réponse au réchauffement climatique (HICKLING *et al.*, 2005). La capacité de dispersion et les distances de dispersion peuvent évoluer au fil du temps. Les modifications des conditions environnementales peuvent forcer les processus d'adaptation menant directement à une plus grande mobilité (HILL *et al.*, 1999) et à l'augmentation des distances de dispersion (HILL *et al.*, 2011) ou indirectement, par l'amélioration de l'aptitude d'une espèce par des changements morphologiques (HASSALL *et al.*, 2009), avec la diminution de la pression des prédateurs ou parasites (MENEDEZ *et al.*, 2008) et donc l'augmentation de sa capacité à se propager. En Allemagne et en Europe, une expansion générale de nombreuses espèces au nord se met en place. Les espèces méditerranéennes se sont élargies sur l'Europe centrale et du Nord, alors que certaines espèces africaines ont élargi leur aire de répartition vers l'Europe du Sud, certaines sont même nouvelles sur ce continent (OTT, 2010). Les leucorrhines sont des odonates dépendant du milieu aquatique pour leur reproduction. Liées au changement climatique, certaines espèces de leucorrhines vont voir leurs aires de répartition diminuées (*Leucorrhinia albifrons* et *L. caudalis*) alors que d'autres espèces vont les étendre (*L. pectoralis*) (JAESCHKE *et al.*, 2013).

Le changement climatique peut aussi conduire au blocage de la dispersion. Selon la latitude, le développement larvaire peut être plus ou moins long. L'hiver, quand le réchauffement atteint certains seuils de température, cela peut empêcher le début de la diapause des larves (HASSALL & THOMPSON, 2008) ou augmenter le taux métabolique au cours de cette étape (IRWIN & LEE, 2000). Ceci, et le fait qu'il n'y a pas de ressources alimentaires suffisantes pour compenser le déficit énergétique, peut conduire à la mortalité hivernale plus élevée et un risque d'extinction accru (HOFFMANN, 2010). Le réchauffement climatique provoque également l'avancement du cycle de vie des libellules, particulièrement sensibles à la température, c'est-à-dire conduire à une activité de reproduction et de migration plus précoce. Les événements de froid imprévisibles sont susceptibles de causer une forte mortalité de ces espèces en décalage de développement (FEEHAN *et al.*, 2009).



Le changement climatique est une cause de diminution des espèces d'affinité boréo-alpines (OTT, 2010) comme les Leucorrhines et les espèces de libellules de landes humides (HOFFMANN, 2010), en particulier, pour les espèces en voie de disparition. Les libellules et les demoiselles par exemple ont tendance à développer une mobilité réduite. De telles limitations dans les capacités de dispersion peuvent être liées à divers facteurs tels que les contraintes morphologiques ou dépendent étroitement des conditions d'habitat (JAESCHKE *et al.*, 2013). Les exigences en matière d'habitat imposent des limites pour toutes les espèces étudiées. Les habitats peuvent ne pas être disponibles dans la nouvelle zone climatiquement appropriée empêchant ainsi une reproduction réussie et la colonisation (HOFFMANN, 2010).

Les effets indirects du changement climatique, tels que l'assèchement des masses d'eau ou la diminution de l'abondance des proies, combinant les caractéristiques de l'habitat et le changement climatique, jouent également un rôle majeur. En outre, d'autres facteurs abiotiques comme l'altitude et l'occupation du sol déterminent la répartition actuelle et le potentiel futur de dispersion (HOFFMANN, 2010). Par exemple, la taille des parcelles fragmentées des habitats appropriés peut influencer sur la distance de dispersion d'une espèce (AHLROTH *et al.*, 2010).

4.1.3 Amphibiens

La plupart des amphibiens se déplacent rarement sur plus de quelques centaines de mètres au cours de leur vie; de nombreux reptiles à la fois terrestres et aquatiques peuvent se déplacer de leur côté sur des centaines de kilomètres. En raison de leur capacité de dispersion plus ou moins limitée, les amphibiens et les reptiles sont des espèces plus vulnérables aux changements rapides des habitats et aux risques d'extinction liés au changement climatique que les oiseaux (GIBBON *et al.*, 2000). Il existe de nombreuses causes de disparition des espèces d'amphibiens provenant de pressions telles que la perte d'habitat, la surexploitation, la pollution, les espèces envahissantes et les maladies émergentes (STUART *et al.*, 2004 ; WAKE & VREDENBURG, 2008). Le changement climatique vient s'ajouter directement ou par une chaîne causale à ces pressions et entraîne le déclin des amphibiens (CAREY & ALEXANDER, 2003 ; CORN, 2005). Bien qu'il existe de nombreuses causes de déclin des amphibiens, telles que la perte d'habitat, la surexploitation, la pollution, les espèces envahissantes et les maladies émergentes (STUART *et al.*, 2004 ; WAKE & VREDENBURG, 2008), l'influence du changement climatique mondial sur les amphibiens a fait l'objet de recherches qui se sont développées au cours des dernières décennies et celles-ci montrent que le changement climatique entraîne directement leur déclin (CAREY & ALEXANDER, 2003 ; CORN, 2005).

Les amphibiens ont besoin de milieux complémentaires proches entre terre et eau pour leur croissance, développement, recherche de nourriture, périodes d'hibernation et de reproduction. Cette biologie spécifique est susceptible d'être particulièrement affectée par le changement rapide du climat en raison de leurs capacités de mobilité réduite (déplacement de quelques mètres par an). Une méta-analyse des dates de reproduction et du réchauffement climatique de la planète sur 203 espèces dans l'hémisphère nord indique que les amphibiens y ont subi des impacts plus forts et deux fois plus rapide, que pour tous les autres groupes taxonomiques comme les arbres, les oiseaux et les papillons (PARMESAN, 2007). Les amphibiens ont la peau perméable, les œufs n'ont pas de coquille et leurs cycles de vie sont complexes. Par exemple, les têtards des anoues ont besoin d'habitats aquatiques et, devenus adultes, d'habitats terrestres peu éloignés. Ce sont des animaux ectothermes, ce qui les rend vulnérables aux changements aquatiques et terrestres, à la température, aux précipitations et leurs combinaisons (DUELLMAN & TRUEB, 1994). Environ 41% des espèces d'amphibiens sont menacés d'extinction, un pourcentage plus élevé que celui des autres taxons de vertébrés (STUART *et al.*, 2004 ; WAKE & VREDENBURG, 2008). Ils figurent dans la Liste rouge de l'UICN comme « vulnérables », « en danger » ou « en danger critique » (HOFFMANN, 2010).

Plusieurs études rigoureuses ont démontré des effets létaux directs du changement climatique et indirects dus au changement de l'habitat qui en est la conséquence (POUNDS *et al.*, 1999 ; DASZAK *et al.*, 2005 ; CORN, 2007 ; WHITFIELD *et al.*, 2007 ; McMENAMIN *et al.*, 2008 ; SODHI *et al.*, 2008 ; ANCHUKAITIS &

EVANS, 2010 ; LOWE, 2012 ; LI *et al.*, 2013). Les espèces subtropicales, plus proches de leurs conditions limites de vie, sont plus sensibles à de petites augmentations de température que les espèces tempérées (DEUTSCH *et al.*, 2008 ; DILLON *et al.*, 2010 ; DUARTE *et al.*, 2012). Cependant, le réchauffement planétaire pourra provoquer une plus grande augmentation de la température dans ces régions tempérées que dans les zones subtropicales (DILLON *et al.*, 2010 ; ROHR *et al.*, 2011b ; ROHR *et al.*, 2011a). Par exemple, il a été démontré qu'il existe une corrélation entre les conditions plus chaudes et sèches et le déclin des amphibiens en Italie (D'AMEN & BOMBI, 2009).

Le changement climatique a également des effets non-létaux directs ou indirects multiples. Ce sont: les changements d'aires de répartition, phénologiques, et physiologiques tels que la réduction de la taille du corps (DAUFRESNE *et al.*, 2009).

Les déplacements de la faune sont prévus vers les pôles et les altitudes plus élevées. Ces migrations ont été observées chez les poissons, les insectes, les oiseaux et les mammifères (WALTHER *et al.*, 2002). Cependant, l'herpétofaune ayant une mobilité réduite, ce phénomène n'a pas encore été décelé. La plupart des 108 espèces herpétofaune (42 espèces d'amphibiens et 66 espèces de reptiles) en Europe élargirait leur aire de répartition vers le nord en 2050 (ARAUJO *et al.*, 2006). Elles pourraient être piégées ou rassemblées dans des habitats inadaptés (FORERO-MEDINA *et al.*, 2011). Les amphibiens liés aux milieux frais en plaine et ceux de montagne de haute altitude seront isolés par la perte de leur habitat de base, ce qui réduit la stabilité de la structure en métapopulation (FORERO-MEDINA *et al.*, 2011). Ils seront donc fortement menacés par la pression directe du changement climatique, par les impacts indirects, par leurs capacités intrinsèques (ARAUJO *et al.*, 2006).

Le changement climatique va modifier le rythme des saisons et les espèces vont adapter leur phénologie telle que la période de reproduction. Trois classes de réponses ont été répertoriées : les espèces se reproduisant normalement au printemps, tendent à se reproduire plus tôt ; les espèces d'automne plus tardivement ; et certaines espèces ne changeront pas leur date de reproduction (LI *et al.*, 2013). Ces changements affecteront leur condition physique et donc la survie des populations (YANG & RUDOLF, 2010). Si les amphibiens arrivent sur les sites de reproduction avant les pluies de printemps, la probabilité de déshydratation augmentera (CORN & MUTHS, 2002). Un événement exceptionnel tel qu'un gel peut également anéantir des populations entières (HEYER *et al.*, 1988). Les changements phénologiques d'autres espèces d'amphibiens pourront créer des concurrences entre les têtards (BEEBEE, 2002).

Une modification physiologique, à savoir la diminution de la taille du corps, a été répertoriée comme la troisième réponse écologique importante au changement climatique. Plusieurs mécanismes sont susceptibles de contribuer à ce phénomène. Par les effets d'échelle, notons que des phénomènes affectent les surfaces, les réponses thermiques sont de leur côté, liées aux volumes. Les

augmentations des températures et du taux métabolique affectent les corps de plus grande taille, plus coûteux en énergie que les plus petits corps (GARDNER *et al.*, 2011 ; SHERIDAN & BICKFORD, 2011). La sélection par la taille ou le volume des ectothermes s'exercera plus rapidement que celle des endothermes, parce qu'ils ne peuvent pas réguler leur température (DAUFRESNE *et al.*, 2009). Un corps plus petit réduit la fécondité et augmente le rapport surface-volume des amphibiens, provoquant potentiellement un risque de déshydratation sur des espèces qui sont déjà sensibles aux conditions sèches (LI *et al.*, 2013). Les temps de diffusion d'un signal thermique est lié au carré des longueurs, les animaux les plus petits s'y adaptent plus rapidement mais en subissent aussi plus rapidement les effets excessifs. Il en est de même pour la diffusion de l'eau mais à des vitesses beaucoup plus faibles, donc en décalage avec la température. L'équilibre température, humidité a été appris par sélection sur des temps longs, les espèces ne s'adapteront pas sur un temps court.

En plus de ces réponses au changement climatique communes aux autres taxons, il existe d'autres effets indirects spécifiques aux amphibiens.

L'augmentation des températures augmente leurs taux métaboliques et leurs besoins caloriques. S'ils ne peuvent pas augmenter leur consommation de nourriture pour répondre à ces besoins, leur croissance diminue et leur condition physique se dégrade. Ceci augmente le risque de déshydratation, d'exposition aux maladies, et réduit la fécondité et la reproduction des adultes (MARTIN *et al.*, 2010). De nombreuses régions du globe deviennent en moyenne de plus en plus sèches, ce qui augmente encore plus le risque de déshydratation des populations. Les augmentations de la température et de la sécheresse ont déjà été associées à une réduction de la fécondité (READING, 2007) et de la reproduction des adultes des amphibiens (LOWE, 2012).

Le changement climatique a des effets indirects liés à des facteurs biotiques. Il augmente les menaces pour les amphibiens, tels que les agents pathogènes, les prédateurs et les compétiteurs (POUNDS & CRUMP, 1987 ; KIESECKER *et al.*, 2001 ; ROHR & MADISON, 2003 ; RÖDDER & WEINSHEIMER, 2009).

La réduction de la profondeur de l'eau concentre les larves d'amphibiens et les escargots infectés de trématodes, ce qui entraîne une augmentation significative des infections de trématodes chez les amphibiens (KIESECKER & SKELLY, 2001). Le déclin des amphibiens est causé par des épidémies provoquées par des conditions climatiques particulières et/ou le changement climatique (POUNDS & CRUMP, 1994). Cette hypothèse a été le plus souvent associée à *Batrachochytrium dendrobatidis* ou « Bd », probablement parce qu'il est l'un des pathogènes qui semble être une cause du déclin mondial des amphibiens (STUART *et al.*, 2004 ; WAKE & VREDENBURG, 2008). Les études suggèrent, qu'à l'échelle mondiale, la chytridiomycose, la maladie causée par Bd est infectieuse et mortelle chez les amphibiens (SKERRATT *et al.*, 2007). Un des déclencheurs de cette maladie résulte d'une saison de sécheresse prolongée ou accrue (POUNDS *et al.*, 1999 ; BURROWES *et al.*, 2004 ; LAMPO *et al.*, 2006). Les



conditions sèches du milieu augmentent également le niveau de stress des amphibiens et, par conséquent, réduisent leur immunité face aux infections Bd (LAMPO *et al.*, 2006). Elles peuvent concentrer les amphibiens à des densités élevées dans les microhabitats humides restants, ce qui favorise la transmission de Bd (POUNDS *et al.*, 1999 ; ROHR & MADISON, 2003 ; BURROWES *et al.*, 2004 ; LAMPO *et al.*, 2006). Les conditions sèches augmentent également le risque de prédation comme par exemple celui des mouches piqueuses sur la Grenouille arlequin (*Atelopus varius*) au Costa Rica (POUNDS & CRUMP, 1987). Les différences de changements phénologiques entre les espèces, en réponse au changement climatique, et l'expansion des espèces envahissantes induites par le climat, entraîne de nouvelles interactions concurrentielles et prédatrices chez les amphibiens (RÖDDER & WEINSHEIMER, 2009).

Le changement climatique va également interagir avec d'autres facteurs et affecter les amphibiens. L'aire de répartition, le changement climatique, l'occupation du sol et le Bd se combineront. La perte d'habitat et ce changement sont plus susceptibles de conduire à une interaction additive ou synergique dans le déclin des amphibiens que celles de la perte d'habitat et du Bd, ou du changement climatique et du Bd (HOF *et al.*, 2011). Le changement climatique anthropique entraîne également l'élévation du niveau de la mer, génère des ouragans plus intenses et plus de tempêtes. La plupart des amphibiens n'habite pas dans des environnements d'eau salée. Si le niveau de la mer monte, des intrusions d'eau salée se retrouveront dans les environnements d'eau douce. Une réduction des habitats d'eau douce se mettra en place le long des côtes (SCHRIEVER *et al.*, 2009). Le changement climatique influe également sur les niveaux de rayonnement UV. Les contaminants atmosphériques récupérés par la brume et l'eau des nuages dans les régions montagneuses atteignent des concentrations critiques lorsque les conditions sont anormalement chaudes et sèches (POUNDS & CRUMP, 1994). Peu d'informations existent sur les concentrations et la répartition spatiotemporelle de contaminants auxquels sont exposés les amphibiens; sur les actions synergiques de divers produits chimiques; sur les réactions physiologiques des amphibiens à ces expositions (CAREY *et al.*, 2001). Des recherches avancent que le changement climatique pourrait accroître l'utilisation des pesticides par les forces motrices (KATTWINKEL *et al.*, 2011). Il a été démontré une corrélation entre l'utilisation de pesticides et le déclin des grenouilles en Californie (DAVIDSON *et al.*, 2001). En revanche, des températures plus élevées réduisent la durée de la période larvaire aquatique pour de nombreux amphibiens, ce qui réduit leur exposition aux contaminants qui se concentrent et s'accumulent dans les écosystèmes d'eau douce (ROHR *et al.*, 2011c).

4.1.4 Reptiles

Le changement climatique est une cause du déclin de plusieurs populations de reptiles (WHITFIELD *et al.*, 2007 ; SINERVO *et al.*, 2010). L'aire de répartition et l'écologie des reptiles reflètent l'état des variations climatiques de pluies et de températures dans le milieu. Comme pour les amphibiens, en raison de leur capacité de dispersion limitée (dizaine de mètres pour les petites espèces de lézards et maximum de centaines de kilomètres par an pour les serpents), 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, et les extinctions d'espèces 20%. Les lézards ont déjà franchi un seuil d'extinctions causées par le changement climatique (SINERVO *et al.*, 2010). Le changement climatique conduit à des extinctions qui vont dépendre de la capacité des reptiles à s'adapter (MORENO-RUEDA *et al.*, 2011). Certaines espèces pourront se déplacer dans des environnements thermiques plus favorables et d'autres pourront s'adapter par plasticité comportementale, physiologique. Pour les autres espèces, cela conduit à un effondrement démographique et à des extinctions (SINERVO *et al.*, 2010). Par exemple, 59% des espèces de reptiles sud-africains et 98% des européens pourront s'éteindre s'ils ne peuvent pas changer leurs aires de répartition, alors que s'ils peuvent migrer, l'extinction sera de 0% et 35% respectivement (THOMAS *et al.*, 2004 ; ARAUJO *et al.*, 2006).

Les modifications potentielles de l'aire de répartition en réponse à l'augmentation de la température ont été mises en évidence sur plusieurs groupes taxonomiques (WALTHER *et al.*, 2002 ; PARMESAN, 2006 ; LI *et al.*, 2013). Cependant, les études sur les reptiles se sont limitées principalement à des zones géographiques restreintes (POUNDS *et al.*, 1999 ; RAXWORTHY *et al.*, 2008). En Espagne, au cours du 20^{ème} siècle, les reptiles ont décalé leur répartition spatiale vers le nord entre 1940-1975 et 1991-2005 (MORENO-RUEDA *et al.*, 2009). La latitude moyenne des espèces du nord s'est déplacée d'environ 0,5 km/an [0,2 ES], ce qui est similaire aux autres groupes taxonomiques (PARMESAN & YOHE, 2003), et correspond à la capacité de dispersion des reptiles d'Espagne (GALAN, 1999 ; AYRES & CORDERO, 2007 ; MARTINEZ-FREIRIA *et al.*, 2010 ; MORENO-RUEDA *et al.*, 2011). Des modèles font la projection que les effets du changement climatique sur les reptiles seront particulièrement aigus en Méditerranée, dans la péninsule ibérique en particulier (SALA *et al.*, 2000 ; ARAUJO *et al.*, 2006 ; DEUTSCH *et al.*, 2008 ; THUILLER *et al.*, 2011).

Des changements d'aire de répartition altitudinale des reptiles montagnards ont été également identifiés (POUNDS *et al.*, 1999 ; RAXWORTHY *et al.*, 2008). Les populations de lézards montagnards sont plus sensibles au changement climatique en raison de leur adaptation passée aux climats froids (BELL *et al.*, 2010). Les espèces de faible altitude, auparavant limitées par leur physiologie, devraient se



développer dans des habitats historiquement froids et devenus plus chauds (MASSOT *et al.*, 2008), et en conséquence vont peut-être accélérer l'extinction des lézards de haute altitude par concurrence. Les reptiles montagnards vont ainsi se déplacer vers des altitudes refuges plus hautes. Ils vont alors laisser une niche vacante aux espèces de basses altitudes. Par conséquent, la compétition avec les taxons de basse altitude augmentent les extinctions des taxons de haute altitude (ETTERSON & SHAW, 2001 ; HUEY *et al.*, 2003).

La vitesse à laquelle les espèces se déplacent vers le nord ne se limite pas exclusivement à leur capacité de dispersion, mais aussi à d'autres facteurs, tels que la répartition de l'habitat (HILL *et al.*, 2001 ; MENENDEZ *et al.*, 2006 ; DEVICTOR *et al.*, 2008). Les barrières géologiques, les changements dans la phénologie et de l'état de santé de l'espèce, le rapport de mâles-femelles sont autant de facteurs qui se combinent à la réponse à l'augmentation de la température (BULL & BURZACOTT, 2002 ; CHAMAILLE-JAMMES *et al.*, 2006 ; MORENO-RUEDA *et al.*, 2009 ; MORENO-RUEDA *et al.*, 2011). Des espèces liées au cordon dunaire peuvent également déplacer leur habitat en suivant le changement du trait de côte. Cependant, il est possible que ces espèces ne retrouvent plus leur habitat.

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).

Le risque d'extinction va augmenter par d'autres adaptations thermiques acquises. Par exemple, la viviparité est une adaptation thermique réservée aux climats froids (GUILLETTE, 1993). Elle peut élever le risque d'extinction à cause de la température haute du corps qui compromet le développement embryonnaire *in utero* (BEUCHAT, 1986). Le risque d'extinction des lézards vivipares serait deux fois plus important que chez les lézards ovipares. Au Mexique, le risque d'extinction des taxons vivipares est de plus significativement lié à une faible proportion d'habitats frais de montagne (SINERVO *et al.*, 2010).

Les lézards ectothermes ont une phénologie contrainte par la température. La reprise d'activité post-hivernale et la vitesse de la gestation sont directement impactées par des variations climatiques qui déterminent les périodes propices aux activités de déplacement, d'alimentation et de reproduction. Le climat influence également la température corporelle de l'organisme et donc la

vitesse des processus physiologiques. Les populations de Lézard vivipare (*Zootoca vivipara*), une espèce des milieux froids cantonnée en aux milieux à landes et molinie, sont particulièrement sensibles au réchauffement climatique (CHAMAILLE-JAMMES *et al.*, 2006 ; MARQUIS *et al.*, 2008 ; MASSOT *et al.*, 2008).

4.1.5 Petits mammifères

Le changement climatique aura un impact sur les populations animales, et les mammifères ne font pas l'exception. Certains mammifères, dont l'aire de répartition dépend du climat, ne seront pas en mesure d'éviter les pressions du changement climatique. Les mammifères utilisent généralement une variété de ressources souvent disjointes. Ils ont besoin de lieux pour se cacher, manger, boire, et se reproduire, et dans de nombreux cas, ces endroits sont distincts et peuvent changer selon les saisons. Ainsi, le changement climatique pourra perturber les traits d'histoires de vie complexes des mammifères (GUBLER *et al.*, 2001).

Les petits mammifères terrestres, y compris les rongeurs et insectivores (musaraignes), constituent typiquement le groupe de mammifères le plus grand et le plus diversifié dans de nombreux écosystèmes (TRANI *et al.*, 2007). Ainsi, la plupart des changements d'abondance des mammifères et des aires de répartition résultant du changement climatique, devraient se retrouver dans ce groupe (BURNS *et al.*, 2003). Les petits mammifères rongeurs sont également la principale proie pour de nombreux mammifères, oiseaux, et autres prédateurs, et ils agissent sur la composition des communautés végétales (MARON *et al.*, 2012). De plus, ce sont des vecteurs de nombreuses maladies qui peuvent affecter directement les sociétés humaines (GUBLER *et al.*, 2001).

Le changement climatique global a une incidence sur l'aire de répartition et la richesse spécifique des petits mammifères. L'extinction de certaines espèces est liée à la disparition de leurs habitats. Le type hétérogène de changement climatique, plus chaud, plus sec, plus humide et leurs combinaisons, sont des facteurs importants (CAMERON & SCHEEL, 2001).

Certains mammifères ont des adaptations climatiques très spécifiques, telles que l'hibernation. Les espèces qui hibernent doivent être résistantes aux changements climatiques pendant l'hiver comme par exemple la Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*) qui hibernent dans des terriers pour faire face à des hivers rigoureux. La marmotte, avec ses courtes pattes, ne dispose que de facultés de déplacement réduites.

Les marmottes alpines vivent en groupes familiaux. Ils sont composés d'un couple dominant qui se reproduit une fois par an, d'un ou de plusieurs couples subordonnés non reproducteurs, et de petits de l'année. Les marmottes passent leur saison active à accumuler assez de graisse à la fois pour survivre à l'hibernation pendant l'hiver et pour commencer la reproduction au printemps

suivant (KÖRTNER & HELDMAIER, 1995). La taille des portées chez les mammifères augmente avec la masse corporelle de la mère. Ainsi, à l'émergence du printemps, cette masse est un facteur déterminant sur le nombre de marmottons (TAFANI *et al.*, 2013). La taille de la portée est un trait d'histoire de vie clé chez les rongeurs qui influe fortement sur le taux de croissance de la population (OZGUL *et al.*, 2007).

Un suivi hivernal depuis 1990 a montré que la diminution de la couverture neigeuse pendant l'hiver dans les Alpes, liée au changement climatique, est corrélée à la diminution de la taille des portées (BENISTON *et al.*, 2003). 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 (TAFANI *et al.*, 2013). Une couverture de neige plus mince pendant l'hiver réduit la couche d'isolation. Elle provoque une zone gelée plus profonde sous terre et cela implique la consommation de graisse jusqu'à épuisement. Les marmottes doivent dépenser de l'énergie pour maintenir la température du corps au-dessus de 5°C (ARNOLD *et al.*, 1991). A l'inverse des conditions hivernales, la taille des portées est positivement corrélée au printemps et à la fonte des neiges. Une fonte des neiges précoce raccourcit la période de temps entre l'hibernation et l'accès à une nourriture de haute qualité (OZGUL *et al.*, 2010). Les marmottes sont ainsi en meilleure forme à l'émergence. Cependant, à long terme, le changement climatique affecte de façon complexe la taille de portée des marmottes alpines, en dépit de l'effet positif d'une fonte des neiges précoce au printemps (TAFANI *et al.*, 2013).

L'association entre l'épaisseur de la couche de neige et la taille de la portée des marmottes alpines pourrait également être liée à l'hibernation sociale. Chez les espèces sociales qui hibernent, la taille et la composition du groupe pendant l'hibernation peuvent influencer sur les dépenses d'énergie des membres du groupe. Dans des conditions difficiles, les mâles subordonnés peuvent aider à améliorer sensiblement la survie des marmottons (ALLAINE & THEURIAU, 2004). Les petites portées pourraient diminuer le nombre de marmottes « aides » sur les années suivantes. La réduction du nombre d'aides pourrait être liée à une diminution de la survie des petits. La marmotte alpine serait affectée par des effets multiplicateurs du climat sur leur taux de reproduction (TAFANI *et al.*, 2013).

En France, la marmotte des Alpes est également présente dans les Pyrénées. Disparue à la fin de la dernière période glaciaire (15 000 ans environ), elle a été réintroduite dans les Pyrénées notamment lors de la création du Parc national des Pyrénées en 1967. Elle est actuellement présente et s'est adaptée au milieu pyrénéen jusqu'en Espagne (RUYS & COUZI, 2015). Il n'existe à ce jour aucune étude sur l'effet du changement climatique sur cette espèce en milieu pyrénéen.

La façon dont les espèces végétales et animales réagissent au changement climatique varie considérablement entre les espèces, et mêmes entre espèces apparentées avec des niches écologiques similaires. Une autre étude sur la marmotte à ventre jaune (*Marmota flaviventris*), une



espèce de marmotte vivant en Amérique du Nord, a démontré que cette espèce a ajusté sa période d'hibernation et de reproduction. Ces modifications de phénologie ont conduit à une saison d'activité plus longue et donc d'engraissement plus longue. Cet allongement de la période d'activité favorise à la fois la survie et la reproduction de ces marmottes, entraînant un accroissement de la population. Ces deux cas d'études montrent des réponses opposées liées à la biologie et la démographie de l'espèce (épaisseur de neige en hiver dans cette région du globe en moyenne quatre fois supérieure à celle des Pyrénées et bilan du métabolisme d'hibernation meilleur chez la marmotte américaine) (OZGUL *et al.*, 2010 ; TAFANI *et al.*, 2013).

4.2 Identification des indicateurs

4.2.1 Choix de la zone d'étude

Les différentes zones géographiques connaîtront des intensités variables du changement climatique (GIEC, 2013). Elles renferment des espèces avec des sensibilités différentes à cette pression de la variation du climat (BERTIN, 2008 ; LI *et al.*, 2013). Par conséquent, l'identification en biodiversité d'une zone géographique d'étude est une étape préalable au choix et développement d'indicateurs dites « espèces sentinelles du climat ».

En France, d'ici 2100, l'augmentation de la température moyenne se retrouvera dans la gamme comprise entre 3,4°C–3,6°C en hiver, et 2,6°C et 5,3°C en été, selon les scénarios utilisés. L'augmentation de température sera également associée à une forte augmentation du nombre de jours de vagues de chaleur en été, des épisodes de sécheresse au sud du pays, du taux de précipitations extrêmes et à une diminution des extrêmes froids sur l'ensemble du territoire (OUZEAU *et al.*, 2014). Les écosystèmes naturels en France couvrent près de 15 % du territoire. La France, par ses différents territoires, est un pays de référence privilégié permettant d'étudier un panel de milieux rencontrés à l'échelle mondiale. Elle contient une grande richesse botanique liée à la diversité de climats, de reliefs et de types de sols, qui en font une zone d'étude à grande diversité d'écosystèmes naturels (GADANT, 2002) fermés, ouverts, aquatiques et terrestres bien documentés : forêts, prairies, landes, milieux méditerranéens, zones humides et écosystèmes aquatiques (MALLARD, 2014).

Les espèces réagiront différemment aux changements climatiques et ces mêmes espèces peuvent avoir une réponse différente en fonction de conditions locales particulières. En France, la région Nouvelle-Aquitaine est un site d'étude privilégié par ses écosystèmes diversifiés et parce qu'elle est une des régions où le réchauffement climatique sera probablement le plus important en France. Les sécheresses estivales y seront récurrentes dans les décennies à venir avec un accroissement de pluies intenses en été (LE TREUT, 2013). Géographiquement, cette région est constituée de l'ensemble des écosystèmes naturels terrestres : dunaires, montagnards, humides, secs, forestiers.

L'analyse bibliographique a permis de lister des groupes d'espèces indicateurs couramment utilisés pour caractériser l'état des milieux : mousses, fougères, Gymnospermes et plantes à fleurs, insectes (bourdons, odonates, lépidoptères), amphibiens, reptiles (lézards) et petits mammifères (rongeurs, Marmotte des Alpes). Pour chaque type d'écosystème, les espèces végétales et animales classées en tant que sentinelles ont été identifiées à partir de critères définis. L'enjeu de l'étude sur la région Nouvelle-Aquitaine consiste à développer un ensemble adapté d'indicateurs qui réunissent

les critères listés, définis et admis dans la littérature (Joumard et al, 2010; Levrel, 2006; Dale et Beyeler, 2001) :

- Sensible : capacité à traduire le début du phénomène du changement climatique avant les variations importantes des pressions exercées sur les espèces suivant trois réponses : changements 1) d'aire de répartition (migration locale ou extinction locale des populations), 2) de phénologie et 3) d'écophysiologie,
- Simple : individu facilement détectable, protocole réaliste et utilisable avec des moyens et délais délimités,
- Prévisible : connaissance de la biologie et de l'écologie de l'espèce, disponibilité de données historiques de suivi de l'espèce,
- Objectif : refléter la valeur écologique indépendamment de toute considération sociale,
- Reproductible : possibilité de comparer les données sur le long terme.

Les espèces rares ne sont pas uniquement celles les plus sensibles au changement climatique, les espèces communes d'un taxa, par sa variabilité spécifique, est sensible à cette évolution (PEARMAN *et al.*, 2011).

A partir de l'analyse bibliographique, des critères définis ci-dessus et d'une importante base de données empiriques des productions d'atlas de la flore (atlas en ligne : ofsa.fr) et de la faune en région Aquitaine (BERRONEAU, 2015 ; RUYS & COUZI, 2015 ; GOURVIL *et al.*, 2016), les espèces et groupes d'espèces indicateurs ont été développés pour 5 types d'écosystèmes naturels aquitains potentiellement sensibles au changement climatique (Fig. 9).

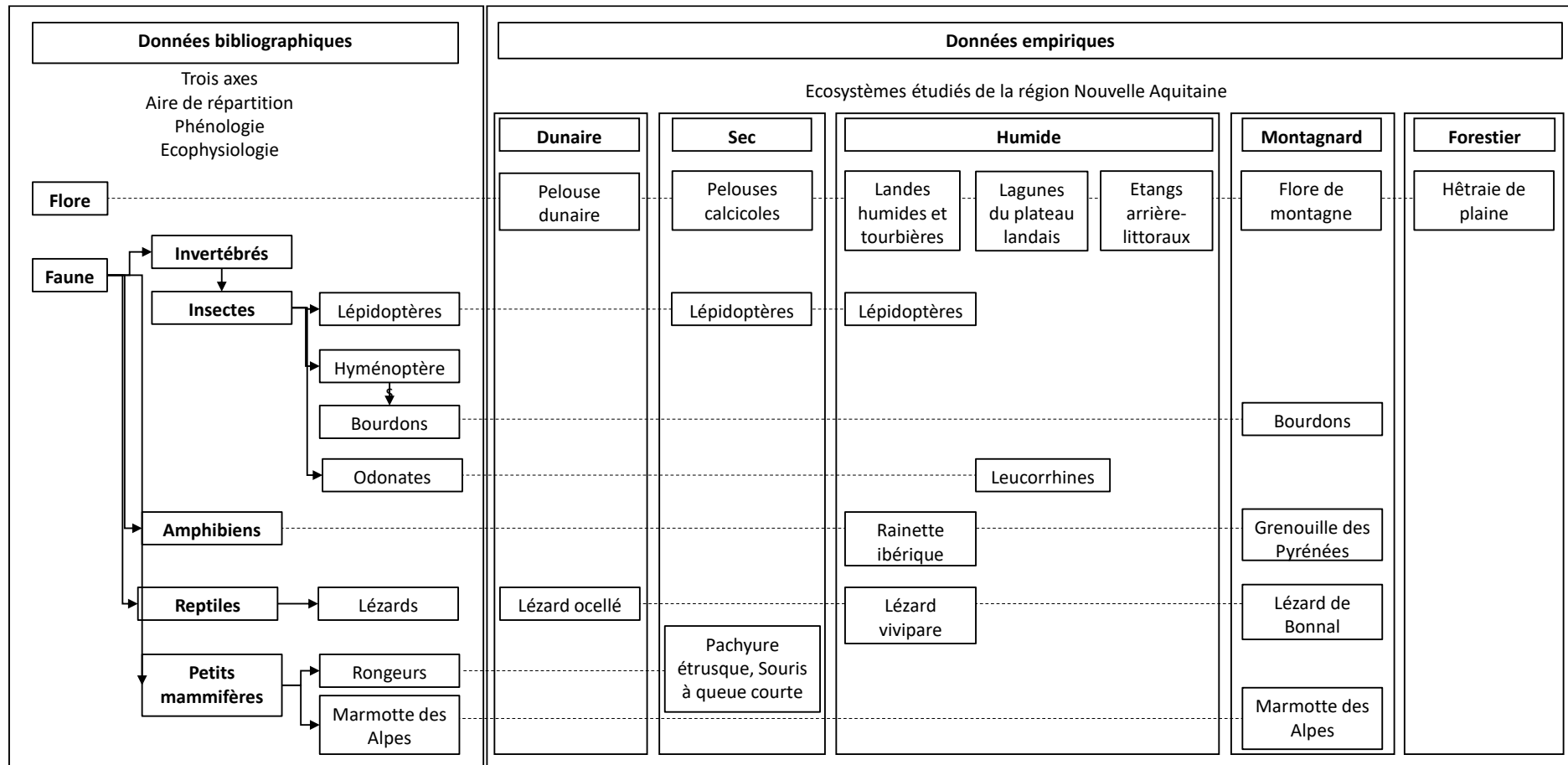


Fig. 9. Etapes de développement d'indicateurs d'espèces et groupes d'espèces indicateurs du changement climatique.

Les indicateurs ont été identifiés en collaboration avec les acteurs du territoire : Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (CBNSA), Cistude Nature, Conservatoire d'espaces naturels d'Aquitaine (CEN Aquitaine), David Genoud DGe et Université de Pau et des Pays de l'Adour (UPPA). Suite à des échanges entre ces partenaires, les indicateurs de cortège végétal et animal ont été développés par type d'écosystème (Fig. 10). Pour chaque écosystème, les échanges entre ces partenaires sont résumés dans les paragraphes suivants qui donnent les éléments clés du choix des espèces ou groupes d'espèces indicateurs.

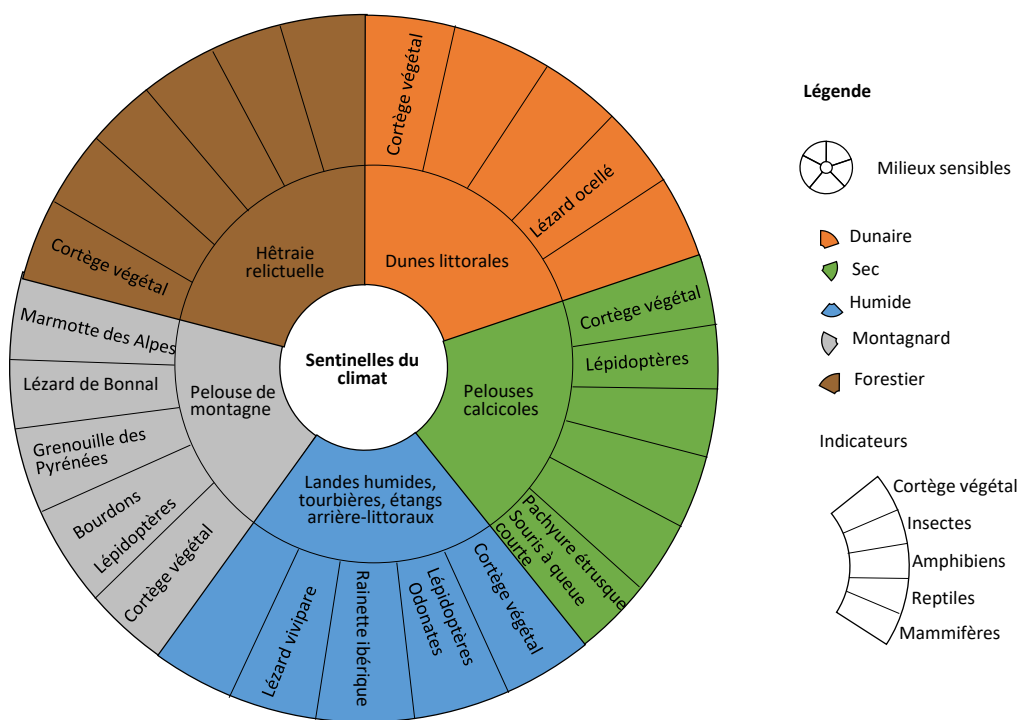


Fig. 10. Espèces ou groupes d'espèces sentinelles en région Nouvelle-Aquitaine.

4.2.2 Ecosystème dunaire

En Aquitaine, le milieu dunaire et la côte sableuse subissent directement l'influence des vents, du niveau de la mer et des marées. Les conditions du milieu sont donc liées à la salinité et la chaleur. L'augmentation d'épisodes ponctuels forts tels que les tempêtes peut rendre ce milieu vulnérable à l'érosion et au recul du trait de côte. Les phénomènes liés au changement climatique sont l'augmentation des températures moyennes et des chaleurs estivales et une diminution des précipitations moyennes (LE TREUT, 2013)

D'après le CBNSA, certains cortèges floristiques des dunes littorales d'Aquitaine pourraient régresser ou disparaître. Les cortèges sont en partie composés d'espèces végétales thermophiles notamment d'affinités méditerranéennes (LAFON *et al.*, 2015), une progression de ces communautés végétales est également possible.

D'après Cistude Nature, des espèces liées au cordon dunaire peuvent également déplacer leur habitat en suivant le changement du trait de côte. Cependant, il est possible que ces espèces ne retrouvent plus leur type d'habitat comme par exemple le Lézard ocellé *Timon lepidus* en région Nouvelle-Aquitaine. C'est une espèce emblématique thermophile qui colonise le milieu dunaire entre l'embouchure de l'Adour et l'île d'Oléron. Elle se retrouve, principalement sur le cordon dunaire du littoral atlantique (BERRONEAU, 2015). Le Lézard ocellé et ses habitats apparaissent fortement menacés par les phénomènes d'érosion liés aux montées des eaux et aux épisodes de tempêtes. D'après l'UPPA, l'activité en période chaude peut entraîner une température du corps dépassant le maximum thermique critique du Lézard ocellé. Pour se refroidir, les lézards se retirent dans les refuges plutôt que de subir le risque de surchauffe entraînant des modifications de comportement, comme par exemple la recherche de nourriture (SINERVO *et al.*, 2010).

4.2.3 Ecosystème sec

Les pelouses calcicoles sont identifiées dans le milieu sec et répartis majoritairement en Dordogne, dans le Lot-et-Garonne et, dans une moindre mesure, en Gironde et en Pyrénées atlantiques. Ces habitats de pelouses sèches se développent sur des substrats calcaires et hébergent une flore particulière avec des espèces adaptées à des sols pauvres en nutriments supportant un déficit hydrique important en période estivale telles que *Rhaponticum coniferum*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Argyrolobium zanonii*, *Fumana ericifolia*, *Anthericum liliago*, *Sideritis hyssopifolia* subsp. *guillonii* (ROYER, 1982 ; BOULLET & GEHU, 1984 ; LE FOULER, 2013 ; ABADIE *et al.*, 2014). D'après le CBNSA, le changement climatique pourrait modifier le cortège avec l'apparition et la propagation d'espèces thermophiles d'affinités méditerranéennes (LAVOREL & GARNIER, 2002 ; GRILLET *et al.*, 2006 ; VENNETIER & RIPERT, 2010 ; ZWICKE, 2013).

Les lépidoptères sont reconnus comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique, car ils sont fortement liés aux plantes hôtes et nectarifères de l'habitat, car ils sont poïkilothermes et qu'ils font l'objet de programmes de surveillances approfondies en France et à travers la Nouvelle-Aquitaine. D'après Cistude Nature et le CEN Aquitaine, le cortège des lépidoptères des pelouses calcicoles (Azuré du serpolet *Maculinea arion*, Argus bleu céleste *Polyommatus bellargus*, Flambé *Iphiclides podalirius*, Fluoré *Colias alfacariensis*, Soufré *Colias hyale*,...) 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 de lépidoptères. Ils sont également dépendants de la température du milieu, la température locale, pour leur activité (KLECKOVA & KLECKA, 2016). Leur optimum de développement, comme les autres insectes, sera influencé par le réchauffement de température.

D'après Cistude Nature, les espèces thermophiles peuvent étendre leur aire de répartition selon les nouvelles conditions climatiques favorables. Par exemple, le plus petit mammifère du monde, la Pachyure étrusque (*Suncus etruscus*), et la Souris à queue courte (*Mus spretus*), de masse corporelle 1,8 g et 12–18 g respectivement (VOGEL, 2012), sont des espèces d'affinité méditerranéenne. Elles se retrouvent en Nouvelle-Aquitaine, actuellement le long de la vallée de la Garonne. Un réchauffement global pourrait leur permettre une extension rapide de leur aire de répartition respective plus au nord. En effet, il semble que, de manière générale, les petits mammifères souffriront moins du changement climatique, par une adaptation physiologique et physiologique plus rapide (LEVINSKY *et al.*, 2007 ; MCCAIN & KING, 2014 ; HETEM *et al.*, 2014).

4.2.4 Ecosystème humide

Dans les milieux humides, et notamment dans les tourbières et les lagunes, les effets du changement climatique sont déjà constatés. A cause d'un réchauffement global et de périodes de sécheresse prolongée (LE TREUT, 2013), les espèces d'affinités boréales et humides risquent de disparaître au profit d'espèces à affinités plus chaudes et sèches.

La Nouvelle-Aquitaine présente de nombreux types de milieux humides de plaine. Les milieux humides les plus frais potentiellement impactés par le changement climatique et étudiés ici sont : les lagunes du plateau landais, les landes humides, les tourbières et les étangs arrière-littoraux.

- Lagunes du plateau landais

Les lagunes du plateau landais sont notamment constituées de végétations amphibies au sein de pièces d'eau soumises naturellement aux variations du niveau des eaux. D'après le CBNSA, l'évolution de ces niveaux induite par le changement climatique pourrait entraîner la modification de l'emprise spatiale et topographique des communautés amphibies (BLANCHARD & LAMOTHE, 2003 ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011a ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011b).

Les leucorrhines sont des odonates dépendants du milieu aquatique, notamment les lagunes landaises en Nouvelle-Aquitaine, pour leur reproduction. D'après le CEN Aquitaine, certaines espèces vont voir leurs aires de répartition locales réduites avec la régression des lagunes, liée au changement climatique. La Leucorrhine à front blanc (*Leucorrhinia albifrons*) est inscrite sur la liste rouge de l'IUCN et fait partie des espèces protégées en France et d'intérêt communautaire. Cette espèce pourrait être menacée par le réchauffement de température et la perte d'habitat liés au changement climatique.

- Landes humides et tourbières

D'après le CBNSA, les habitats de landes humides et tourbières seraient particulièrement sensibles aux épisodes de sécheresses et de canicules intenses. Les tourbières forment des reliques glaciaires en Nouvelle-Aquitaine. En effet, les végétations qui les composent trouvent leur optimum dans les régions froides (boréo-montagnardes) où la décomposition de matière organique en condition anaérobie est fortement réduite. Comme les landes humides et les bas-marais acidiphiles, elles sont adaptées à un engorgement plus ou moins régulier par des eaux pauvres en nutriments et acides. Ces contraintes permettent le développement d'une flore strictement inféodée à ces milieux (*Menyanthes trifoliata*, *Narthecium ossifragum*, *Gentiana pneumonanthe*, *Sphagnum fallax*, *Rhynchospora fusca*, *Drosera rotundifolia*, *Lycopodiella inundata*). Dans le contexte du changement climatique, ces végétations pourraient disparaître ou se raréfier au profit de végétations de landes plus sèches et de communautés moins oligotrophiles.

D'après Cistude Nature et le CEN Aquitaine, les espèces du cortège de lépidoptères associés aux landes humides sont susceptibles d'être sujettes à des extinctions locales, par exemple le Fadet des laïches (*Coenonympha oedippus*) strictement protégé de l'annexe 2 de la Convention de Berne, sur la liste des insectes strictement protégés de l'annexe IV de la Directive Habitats, inscrit sur la liste rouge des insectes de France métropolitaine. L'Azuré des mouillères (*Phengaris alcon*) est également une espèce qui pourra être fortement impactée par le changement climatique. Le cycle de vie complexe de cette espèce dépend obligatoirement de plusieurs hôtes : plante-hôte *Gentiana pneumonanthe* (*Gentiana pneumonanthe*) et fourmis-hôtes spécifiques *Myrmica scabrinodis*, *M.*

ruginodis ou *M. rubra*. L'été, les femelles pondent de 50 à 100 œufs répartis sur les boutons floraux de la plante-hôte, la Gentiane pneumonanthe, plante hémicryptophyte vivace, inféodée aux zones humides : prairies humides et zones marécageuses (MAES *et al.*, 2004). La Gentiane pneumonanthe est une plante à floraison tardive (août–septembre). Sa période de floraison risquant d'être plus précoce si l'hypothèse d'un réchauffement climatique se confirme, la période de ponte de l'Azuré des mouillères pourrait être modifiée.

Certains amphibiens de milieux frais semblent fortement menacés par le changement climatique (ARAUJO *et al.*, 2006) tels que, d'après Cistude Nature, la Rainette ibérique (*Hyla molleri*). La rainette méridionale (*Hyla meridionalis*) est une espèce d'affinité méditerranéenne plus thermophile qui pénètre dans certaines lagunes où *H. molleri* est présente (BERRONEAU, 2015). Un rapport de force entre ces deux espèces est très certainement lié aux conditions climatiques locales et pourrait évoluer en fonction du changement climatique. Le lézard vivipare est également 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 (BERRONEAU, 2015). D'après Cistude Nature, la modification et disparition de ces milieux frais entraînerait une possible extinction locale de l'espèce.

- Etangs arrière-littoraux

Les cortèges amphibiens caractéristiques et spécifiques des étangs à substrat sableux, aux eaux acides oligotrophes, comme pour la végétation des lagunes du plateau landais, sont constitués de végétations des pièces d'eau soumises naturellement aux variations du niveau des eaux (LE FOULER, 2012).

D'après le CBNSA, l'évolution des niveaux induite par le changement climatique pourrait entraîner la modification de l'emprise spatiale et topographique des communautés. Les rives des étangs arrière-littoraux de l'Aquitaine hébergent une flore particulière (*Lobelia dortmanna*, *Isoetes boryana*, *Caropsis verticillato-inundata*, *Littorella uniflora*). Ces étangs isolés de la mer par un cordon dunaire sont donc alimentés exclusivement par les eaux des bassins versants. Issues du plateau sableux du triangle landais, ces eaux acides et oligotrophes favorisent le développement de communautés végétales originales. Ces végétations vivaces sont adaptées à des sols pauvres en nutriments et aux fluctuations des niveaux d'eaux qui déterminent leur agencement en ceinture le long d'un gradient topographique plus ou moins étendu. Selon le gradient hydrique, trois types de communautés végétales sont identifiées : aquatiques (immergées toute l'année), amphibiens (immergées seulement une partie de l'année), terrestres (toujours émergées). D'après le CBNSA, dans le contexte du changement climatique avec des sécheresses et canicules plus intenses, ces végétations amphibiens et



aquatiques pourraient disparaître ou se raréfier au profit des végétations strictement terrestres et moins oligotrophiles.

4.2.5 Ecosystème montagnard

Le milieu montagnard est constitué de zones de gradients climatiques. Les différences de saisons devraient être plus marquées (LE TREUT, 2013) impactant directement la phénologie et le gradient de répartition altitudinal des espèces des montagnes des Pyrénées. Les espèces des régions de montagne devraient être particulièrement touchées et susceptibles d'un risque d'extinction locale rapide (THOMAS *et al.*, 2004). La fonte de la neige et l'augmentation des températures du sol (LE TREUT, 2013) contribueraient à l'évolution du milieu, sur le plan écologique, qui pourrait alors être occupé par d'autres espèces moins spécialistes et plus opportunistes.

L'Apollon *Parnassius apollo* est une espèce de papillon sensible au changement climatique. La population *P. apollo* a diminué en Europe de près de 30% depuis 2000 (VAN SWAAY *et al.*, 2010), localement en lien avec le changement climatique (DESCIMON *et al.*, 2005). Une baisse des populations depuis les années 1960 suggère un déclin général pour cette espèce de papillon dans la chaîne de montagnes de la Sierra de Guadarrama, dans le centre de l'Espagne, où la température moyenne annuelle a augmenté d'environ 0,4°C par décennie depuis 1970 (WILSON *et al.*, 2005). Le déclin observé à haute altitude entre 1967 et 2008 proviendrait d'une diminution globale des populations sur toute la région et sur toutes les gammes d'altitudes, liée au climat, ce qui a réduit la taille des populations, même à des altitudes élevées, conduisant à des extinctions locales (WILSON *et al.*, 2015). Les résultats obtenus depuis 2006 indiquent l'importance de la qualité de l'habitat local pour la persistance de la population (WILSON *et al.*, 2015). D'après Cistude Nature, le suivi du cortège lépidoptères de l'habitat de pelouses montagnardes à *Parnassius apollo* semble pertinent pour étudier l'évolution du cortège par rapport au changement climatique dans les Pyrénées.

Dans la littérature, il a été démontré que le changement climatique perturbe les interactions plante-pollinisateur par une homogénéisation de la diversité des proboscis (Corbet, 2000), pouvant entraîner une régression de des populations de certaines espèces de bourdons (Bommarco *et al.*, 2011) voire sur le long terme conduire à la disparition locale des espèces de bourdons notamment celles adaptées au froid (Pradervand *et al.*, 2014). D'après plusieurs experts dont DGe, sur le long terme, les bourdons de basse altitude (planitiaire) devraient remonter en haute altitude. Les bourdons à proboscis moyen et court devraient coloniser les étages supérieurs et sans doute s'adapter par l'évolution de traits ecophysiologiques. Les bourdons à proboscis court et moyen seront favorisés au détriment des espèces à proboscis longs et des espèces d'altitude à proboscis court. D'autres paramètres influenceront certainement les communautés de bourdons tels que la phénologie

(espèces vernales vs espèces estivales) et la stratégie sur la collecte et la conservation au nid de la ressource (nourrissage des larves par régurgitation « pollen storers » vs nourrissage par pelotes de pollen et nectar ou de miel « pocket makers ») (LEFEVRE & PIERRE, 2001).

Endémique de l'ouest des Pyrénées, la Grenouille des Pyrénées (*Rana pyrenaica*) est la seule grenouille strictement torrenticole de France métropolitaine. Cette Grenouille se reproduit dans des torrents frais et oxygénés du Pays Basque et de la vallée d'Aspe. 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). D'après Cistude Nature, l'évolution des débits de début de saison sous l'effet du changement climatique influencerait fortement la réussite de reproduction de cette espèce en entraînant la mortalité accrue des têtards.

Les espèces de lézards d'altitude, endémiques des Pyrénées, semblent fortement menacées par le changement climatique (ARAUJO *et al.*, 2006) telles que le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali*. Le Lézard de Bonnal vit principalement entre 1 800 m et 2 200 m d'altitude. La principale menace qui semble peser sur cette espèce est l'élévation des températures. D'après Cistude Nature et l'UPPA, celles-ci permettraient la remontée d'espèces compétitrices (par exemple le Lézard des murailles *Podarcis muralis*) entraînant à terme la disparition des espèces d'iberolézards, dont le Lézard de Bonnal (POTTIER *et al.*, 2014). Une éventuelle hausse de température pourrait aussi favoriser une expansion altitudinale du Lézard catalan, un lézard d'affinité ibérique, dans les secteurs de présence du Lézard de Bonnal. Abondant en Espagne, le Lézard catalan *Podarcis liolepis* est localisé dans le sud-ouest de la France sur quelques affleurements rocheux du Pays Basque et de la Vallée d'Aspe. Ce lézard n'a aujourd'hui été localisé qu'en dessous de 900 m d'altitude.

Des suivis dans les Alpes françaises ont permis de mettre en évidence que la diminution de l'épaisseur de la couche de neige, au cours des 20 dernières années, avait un impact négatif sur la taille des portées de la Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*) (TAFANI *et al.*, 2013). D'après Cistude Nature, les Pyrénées étant sujets au même phénomène de diminution de l'épaisseur de la couche de neige, la reproduction de la Marmotte des Alpes pourrait être également impactée.

4.2.6 Ecosystème forestier

Le milieu forestier sera aussi impacté par le changement climatique. C'est particulièrement le cas des hêtraies relictuelles de plaine et son cortège de flore associé, qui semble, d'après le CBNSA, en voie de régression du fait de variations du climat (LEBOURGEOIS *et al.*, 2005 ; PIEDALLU *et al.*, 2009 ; MARAGE & GEGOUT, 2010 ; BERTRAND, 2012). Les forêts à hêtres de plaine sont particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresses et de canicules plus intenses. Au niveau de leur limite sud-ouest de répartition (bassin aquitaine pour la présence en plaine), ces forêts sont très localisées et se développent à la faveur de conditions atmosphériques très fraîches sur des versants exposés au nord ou en fond de vallon. Les hêtraies sont donc des reliques glaciaires en plaines de Nouvelle-Aquitaine. Ces forêts abritent une flore particulière d'affinité montagnarde, avec de nombreuses espèces rares au niveau régional (*Carex digitata*, *Euphorbia hyberna*). A l'avenir, elles pourraient disparaître ou se raréfier au profit de végétations forestières plus sèches et plus thermophiles (BERTRAND, 2012).

4.3 Programme les sentinelles du climat

4.3.1 Recherche action

Les recherches sur le changement climatique sur le terrain sont essentielles pour alimenter les expériences sur « modèle » des espèces, et pour des modèles mathématiques physiologiques et fonctionnels (Li *et al.*, 2013). L'approche empirico-inductive (bottom-up) est la recherche par l'examen de plusieurs données et observations de terrain. Elle augmente les connaissances et les données disponibles sur les milieux naturels et elle permet d'enrichir les modèles. Les études à long terme des populations naturelles sont généralement considérées comme indispensables. Les observations directes devront s'effectuer sur des périodes de plusieurs décennies, voire des siècles. Une période d'observation minimale de deux décennies est recommandée pour les espèces végétales (BERTIN, 2008).

L'identification des mécanismes biologiques associés à une réponse donnée au changement climatique est nécessaire pour la réalisation de projections solides sur les futurs changements de la biodiversité (TAFANI *et al.*, 2013). L'approche de type top-down est basée sur une approche hypothético-déductive à partir de la modélisation des effets du changement climatique sur les écosystèmes, selon laquelle les hypothèses retenues ou rejetées du modèle permettent la compréhension des phénomènes. La quantification des effets du changement climatique sur les écosystèmes terrestres est contrainte par les nombreuses sources d'incertitudes et de variabilité liées au climat futur, au fonctionnement des écosystèmes eux-mêmes, à leur représentation par un modèle, à la localisation des sites étudiés, etc. Ces incertitudes viennent d'un déficit de connaissances actuelles et pourront progressivement être réduites grâce à l'amélioration des connaissances et des techniques existantes : amélioration des modèles climatiques qui ne rendent encore qu'imparfaitement compte de la réalité des phénomènes complexes qui régissent le climat au niveau local, l'amélioration des méthodes de régionalisation et des modèles d'impacts. Dans certains cas, ces incertitudes demeureront ; les scénarios d'émission de gaz à effet de serre, qui tentent de prévoir la concentration des gaz à effet de serre atmosphérique dans le futur, sont fortement dépendants de trajectoires de la société, difficilement prévisibles. S'ajoutent à ces incertitudes des sources de variabilité qui rendent encore plus difficiles les projections futures, par exemple la gestion et les pressions exercées sur les écosystèmes, pouvant être modifiées par des choix politiques aux niveaux national ou régional (MASSU & LANDMANN, 2011). La complexité à prévoir les effets, les impacts sur l'état de la biodiversité par des pressions liées au contexte économique et social du territoire, aux forces motrices associées, s'exerçant, agissant sur un temps long, conduit à une action interdisciplinaire. Celle-ci combine l'écologie du paysage, la sociologie, l'économie, la politique dans

le travail d'aménagement du territoire... L'étude de l'ensemble, par exemple avec la démarche du cadre « DPSIR », permet d'identifier les dysfonctionnements écosystémiques pour donner des éléments de réponses de conservation, de protection du milieu. L'interdisciplinarité est un moyen de mieux comprendre le contexte socio-économique et la relation Homme/écosystèmes naturels pour établir ainsi des solutions de protections plus efficaces et acceptées.

Le couplage des deux approches (bottom-up/top-down) devient une démarche dite « hypothético-déductive » qui consiste à formuler une hypothèse afin d'en déduire des conséquences observables (Fig. 11). Les observations permettent de déterminer en retour la validité des déductions par des données de terrain, des valeurs expérimentales. La littérature encourage les approches hypothético-déductives en reliant les études de terrain, les modèles et les expériences pour attester d'une association causale entre le changement climatique et le déclin de la biodiversité (PRADERVAND *et al.*, 2014).

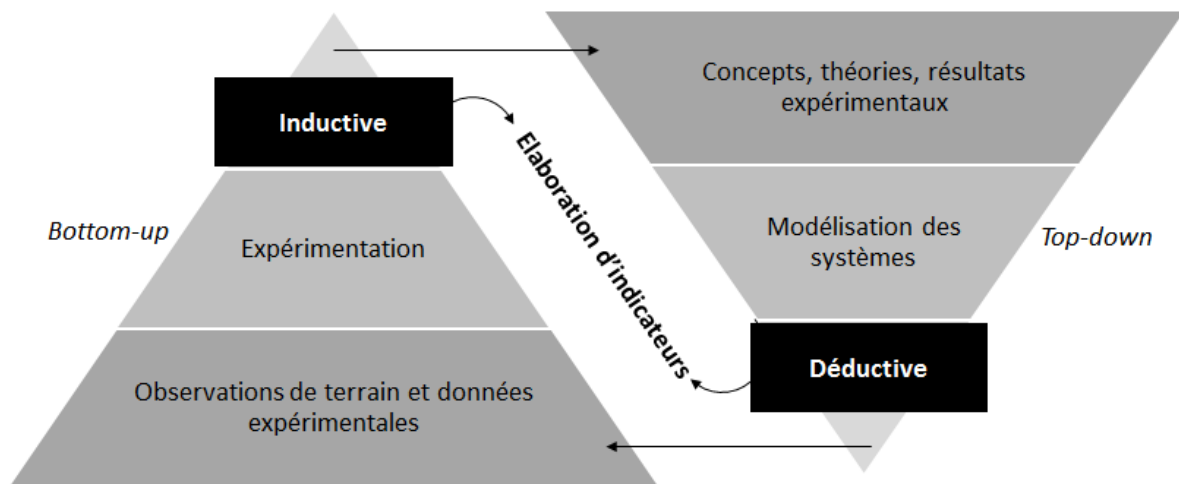


Fig. 11. Approche Bottom-up et Top-down en écologie pour la recherche d'indicateurs (MALLARD, 2014).

Cette démarche devient un point de rencontre entre recherche appliquée et recherche fondamentale, entre ceux qui expérimentent et ceux qui modélisent. Elle débouche sur une « recherche-action ». Les gestionnaires d'espaces naturels réalisent un travail important de relevés, d'observations, de bases de données, de monitoring qui restent non valorisés dans des revues de niveau international. Ces données mesurées, observées forment une grande base de données, de connaissances acquises sur le terrain par les professionnels, par les amateurs et par les observateurs. L'établissement d'un programme regroupant l'ensemble des données scientifiques associées aux auteurs permettrait de créer une dynamique de recherche. Ceci souligne toute l'importance des échanges entre gestionnaires et scientifiques (BOUZILLE, 2007).

L'absence d'actions suffisamment concertées entre collecteurs de données et chercheurs concernant le suivi de la biodiversité limite le développement des connaissances (MASSU & LANDMANN,

2011). À ce jour, il n'existe pas d'analyse globale de suivi sur le long-terme, d'un suivi répertorié, normalisé, communiqué sur l'ensemble des effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle d'une région. Ces carences ouvrent la voie à de nouvelles démarches de recherche. Conscients que ces lacunes doivent être comblées en priorité, Cistude Nature, et ses nombreux partenaires (Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, Université de Pau & Pays de l'Adour, Université de Bordeaux Montaigne, Conservatoire d'Espaces Naturels d'Aquitaine, David Genoud DGe), mettent en place d'un programme d'étude pluriannuel, pour l'ensemble de la région Nouvelle-Aquitaine sur les conséquences du changement climatique sur la biodiversité. Le défi est de développer la connaissance scientifique en raisonnant en terme de fonctionnement multi-échelles, prenant en compte les variables d'espaces et de temps, de relier les différentes disciplines d'études, et de faciliter ensuite l'analyse et la circulation multi-public des connaissances.

4.3.2 Mesure de conservation de la biodiversité

L'ensemble des données, des informations ainsi déterminées et agrégées conduit à des caractérisations couplées, pressions, états et impacts. Cela alimente le transfert d'informations vers les acteurs de forces motrices (industriels, exploitants de ressources, politiques, enseignants,...) qui sont les sources de propositions pour mettre en œuvre une gestion, pour appliquer des éléments de réponses dans des politiques environnementales volontaires et avec l'acceptation du public. La prise de conscience des acteurs sera d'autant plus importante que la recherche sera largement ouverte/diffusée au fil du programme. Ce cadre expérimental d'une recherche donnée à voir le temps de sa production, rétroagit sur la construction méthodologique, et sans doute sur les résultats scientifiques.

Des prévisions précises des impacts futurs du changement climatique sur la biodiversité sont essentielles à l'élaboration de nouvelles stratégies de conservation. Les pratiques actuelles de conservation des espèces devront être adaptées, ces pratiques en prenant en compte les facteurs de stress et de synergies du changement climatique et des autres facteurs. Pour mettre en place ce type de conservation, une meilleure compréhension de la façon dont le climat affecte les espèces ainsi que leurs interactions essentielles est indispensable (PRADERVAND *et al.*, 2014).

Pour les gestionnaires des milieux naturels locaux, il sera impossible de gérer le changement climatique mondial, mais il pourra être possible de gérer les facteurs biotiques ou abiotiques locaux qui interagissent avec le climat. Les chercheurs ont suggéré de tester la faisabilité de plusieurs options de gestion locale et régionale pour lutter contre les effets néfastes des changements climatiques (PRADERVAND *et al.*, 2014).



La littérature apporte quelques pistes de mesures pour les amphibiens, tels que l'installation d'irrigation pour maintenir le potentiel de l'eau sur les sites de reproduction; l'ajout d'abris dans les habitats des hautes terres pour réduire la dessiccation et le stress thermique; augmenter le couvert forestier sur les étangs et les habitats des hautes terres pour réduire les températures; et veiller à ce qu'il existe des habitats de zones humides divers et connectés pour le développement larvaire (SHOO *et al.*, 2011 ; LI *et al.*, 2013). En ce qui concerne la conservation des papillons, il a été montré l'utilité et l'importance des stratégies telles que l'élevage en captivité, la restauration de l'habitat, et la relocalisation gérée. Selon l'emplacement et les caractéristiques de la population, des stratégies de conservation différentes sont nécessaires. Des réintroductions et des migrations assistées d'espèces peuvent être nécessaires pour les populations qui sont en déclin et qui n'ont plus par défaut l'habitat disponible adéquat. Cela pourrait soutenir une population viable dans un climat plus chaud (AARDEMA *et al.*, 2011).

5. Conclusion

La communauté scientifique admet qu'une sixième extinction de masse est en cours. Le changement climatique est une cause anthropique en devenir du déclin de la biodiversité. Par leur rapidité et leur niveau, les évolutions climatiques pourront devenir directement l'une des pressions principales. Les projections du changement climatique indiquent que des espèces végétales et animales seront sujettes à un risque accru d'extinction. Cependant, les réponses adaptatives intrinsèques de la biodiversité restent encore largement peu suivies, méconnues. Les valeurs des seuils de survie des espèces, les profils de biodiversité de référence restent des données à acquérir. L'expression du manque de connaissance des conséquences de la pression de l'évolution du climat sur l'état de la biodiversité se retrouve mentionnée dans la littérature examinée. Elle conduit à la problématique de ce rapport « Comment évaluer, prédire la réponse de la biodiversité face au changement climatique ? ». Pour aborder ce sujet, la démarche propose des indicateurs appelés sentinelles du climat. L'hypothèse conduit alors à ce que les effets du changement climatique sur la biodiversité peuvent être étudiés à partir d'espèces ou groupes d'espèces listés dans ce texte. Ils sont choisis comme étant parmi les plus sensibles au changement climatique et ayant des capacités de déplacements réduites et d'évolutions lentes, pour assurer un suivi au niveau d'une région.

Pour identifier les groupes d'espèces sentinelles, l'analyse de l'état de l'art des connaissances internationales est basée sur les articles scientifiques. La caractérisation des effets du changement climatique sur la biodiversité terrestre est intégrée dans un concept d'écologie. Trois réponses universelles sur ces espèces végétales et animales sont alors reconnues et correspondent aux impacts du changement climatique: changements d'aire de répartition (migration ou extinction locale des populations), physiologie et phénologie. L'analyse bibliographique identifie les groupes d'espèces sensibles : végétaux, invertébrés (lépidoptères, odonates, hyménoptères-bourdons), amphibiens, reptiles (lézards), petits mammifères (rongeurs, Marmotte des Alpes).

Le changement climatique est variable dans l'espace et les espèces ont des sensibilités différentes en fonction des zones géographiques. La région Nouvelle-Aquitaine est un laboratoire d'étude qui offre une sensibilité à l'évolution du climat et une variété d'écosystèmes naturels. A partir du territoire, 18 indicateurs du changement climatique dans différents écosystèmes (dunaire, sec, humide, montagnard, forestier) ont été développés. L'évolution des cortèges floristiques de ces milieux sera suivie. Au sein de ces écosystèmes, les espèces animales suivantes feront l'objet d'études : insectes (papillons, libellules, bourdons), amphibiens (Grenouille des Pyrénées, Rainette ibérique), reptiles (Lézard de Bonnal, Lézard ocellé, Lézard vivipare), petits mammifères (Marmotte des Alpes, Pachyure étrusque, Souris à queue courte).



Ces indicateurs, les efforts de suivi des écosystèmes sont la base du programme d'étude « les sentinelles du climat » pour le suivi à long-terme des effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle d'une région la Nouvelle-Aquitaine. L'originalité intrinsèque de ce programme réside dans le suivi multi-écosystèmes, multi-espèces dans le temps et à l'échelle de la région. En conséquence, il relie différentes disciplines scientifiques d'études et il facilite l'analyse et la circulation multi-publics des connaissances acquises. Cette recherche action est menée par Cistude Nature, soutenue par le Comité AcclimaTerra, accompagnée de nombreux partenaires (Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, Université de Pau & Pays de l'Adour, Université de Bordeaux Montaigne, Conservatoire d'Espaces Naturels d'Aquitaine, David Genoud DGe). A notre connaissance, il n'existe pas actuellement d'équivalent en France de programme sur le suivi du changement climatique et de la biodiversité rassemblant des compétences, des acteurs et des chercheurs de plusieurs disciplines dans une région. L'échelle d'étude met en cohérence les acteurs du territoire. Les méthodes et modèles développés dans ce programme pourraient être une référence et généralisés au niveau national. L'objectif de mise en œuvre pratique avec une méthode dite « DPSIR » est d'établir une réponse de protection de la biodiversité plus efficace en définissant mieux les « D- forces motrices, les « P-Pressions », les « S-états », les « I-Impacts », les « R-Réponses » avec une attention particulière à la relation entre l'Homme (public, exploitant, collectivité) et le milieu.

L'ensemble des données, des informations ainsi déterminées et agrégées conduit à des caractérisations couplées, pressions, états et impacts. Cela alimente le transfert d'informations vers les acteurs de forces motrices (industriels, exploitants de ressources, politiques, enseignants,...) qui sont les sources de propositions pour mettre en œuvre une gestion, pour appliquer des éléments de réponses dans des politiques environnementales volontaires et avec l'acceptation du public.

6. Bibliographie

- AARDEMA M. L., SCRIBER J. M. & HELLMANN J. J., 2011. – Considering Local Adaptation in Issues of Lepidopteran Conservation—a Review and Recommendations. *The American Midland Naturalist*, **165** (2) : 294-303 doi : 10.1674/0003-0031-165.2.294.
- 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.
- AHAS R., 1999. – Long-term phyto-, ornitho- and ichthyophenological time-series analyses in Estonia. *International Journal of Biometeorology*, **42** (3) : 119-123 doi : 10.1007/s004840050094.
- AHLROTH P., ALATALO R. V. & SUHONEN J., 2010. – Reduced dispersal propensity in the wingless waterstrider *Aquarius najas* in a highly fragmented landscape. *Oecologia*, **162** (2) : 323-330 doi : 10.1007/s00442-009-1457-z.
- ALLAINE D. & THEURIAU F., 2004. – Is there an optimal number of helpers in Alpine marmot family groups? *Behavioral Ecology*, **15** (6) : 916-924 doi : 10.1093/beheco/arh096.
- ANCHUKAITIS K. J. & EVANS M. N., 2010. – Tropical cloud forest climate variability and the demise of the Monteverde golden toad. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107** (11) : 5036-5040 doi : 10.1073/pnas.0908572107.
- ANGILLETTA M. J., 2009. – *Thermal Adaptation: A Theoretical and Empirical Synthesis*. OUP Oxford, 304 p.
- ARAGON P., RODRIGUEZ M. A., OLALLA-TARRAGA M. A. & LOBO J. M., 2010. – Predicted impact of climate change on threatened terrestrial vertebrates in central Spain highlights differences between endotherms and ectotherms. *Animal Conservation*, **13** (4) : 363-373 doi : 10.1111/j.1469-1795.2009.00343.x.
- ARAUJO M. B. & LUOTO M., 2007. – The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **16** (6) : 743-753 doi : 10.1111/j.1466-8238.2007.00359.x.
- ARAUJO M. B., THUILLER W. & PEARSON R. G., 2006. – 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.
- ARNOLD W., HELDMAIER G., ORTMANN S., POHL H., RUF T. & STEINLECHNER S., 1991. – Ambient temperatures in hibernacula and their energetic consequences for alpine marmots *Marmota marmota*. *Journal of Thermal Biology*, **16** (4) : 223-226 doi : 10.1016/0306-4565(91)90029-2.
- 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*, **34** (4) : 437-446 doi : 10.1111/j.1365-2311.2008.01068.x.
- ASKEYEV O. V., TISCHIN D., SPARKS T. H. & ASKEYEV I. V., 2005. – The effect of climate on the phenology, acorn crop and radial increment of pedunculate oak (*Quercus robur*) in the middle Volga region,

- Tatarstan, Russia. *International Journal of Biometeorology*, **49** (4) : 262-266 doi : 10.1007/s00484-004-0233-3.
- AYRES C. & CORDERO A., 2007. – Site tenacity in European pond turtle (*Emys orbicularis*) hatchlings in Northwestern Spain. *Amphibia-Reptilia*, **28** (1) : 144-147 doi : 10.1163/156853807779798947.
- BAKKENES M., EICKHOUT B. & ALKEMADE R., 2006. – Impacts of different climate stabilisation scenarios on plant species in Europe. *Global Environmental Change*, **16** (1) : 19-28 doi : 10.1016/j.gloenvcha.2005.11.001.
- BARTOMEUS I., ASCHER J. S., WAGNER D., DANFORTH B. N., COLLA S., KORNBLOTH S. & WINFREE R., 2011. – Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108** (51) : 20645-20649 doi : 10.1073/pnas.1115559108.
- 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.
- BEERLING D. J. & CHALONER W. G., 1993. – The Impact of Atmospheric CO₂ and Temperature Changes on Stomatal Density: Observation from *Quercus robur* Lammas Leaves. *Annals of Botany*, **71** (3) : 231-235 doi : 10.1006/anbo.1993.1029.
- BELL R. C., PARRA J. L., TONIONE M., HOSKIN C. J., MACKENZIE J. B., WILLIAMS S. E. & MORITZ C., 2010. – Patterns of persistence and isolation indicate resilience to climate change in montane rainforest lizards. *Molecular Ecology*, **19** (12) : 2531-2544 doi : 10.1111/j.1365-294X.2010.04676.x.
- 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.
- BENISTON M., KELLER F., KOFFI B. & GOYETTE S., 2003. – Estimates of snow accumulation and volume in the Swiss Alps under changing climatic conditions. *Theoretical and Applied Climatology*, **76** (3-4) : 125-140 doi : 10.1007/s00704-003-0016-5.
- 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.
- BERTIN R. I., 2008. – Plant Phenology And Distribution In Relation To Recent Climate Change. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, **135** (1) : 126-146 doi : 10.3159/07-RP-035R.1.
- 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.
- BETTS R. A., BOUCHER O., COLLINS M., COX P. M., FALLOON P. D., GEDNEY N., HEMMING D. L., HUNTINGFORD C., JONES C. D., SEXTON D. M. H. & WEBB M. J., 2007. – Projected increase in continental runoff due to plant responses to increasing carbon dioxide. *Nature*, **448** (7157) : 1037-1041 doi : 10.1038/nature06045.

- BEUCHAT C. A., 1986. – Reproductive Influences on the Thermoregulatory Behavior of a Live-Bearing Lizard. *Copeia*, **1986** (4) : 971-979 doi : 10.2307/1445294.
- BINGHAM R. A. & RANKER T. A., 2000. – Genetic Diversity in Alpine and Foothill Populations of *Campanula rotundifolia* (Campanulaceae). *International Journal of Plant Sciences*, **161** (3) : 403-411 doi : 10.1086/314272.
- BLANCHARD F. & LAMOTHE T., 2003. – *Premiers éléments pour servir à l'étude floristique, phytosociologique et typologique des « lagunes » du Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne (départements de la Gironde et des Landes). Volume 1 – Flore, habitats et fonctionnement écologique.* Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/PNR Landes de Gascogne, 164 p.
- BLÜTHGEN N. & KLEIN A.-M., 2011. – Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology*, **12** (4) : 282-291 doi : 10.1016/j.baae.2010.11.001.
- BOGGS C. L. & INOUE D. W., 2012. – A single climate driver has direct and indirect effects on insect population dynamics. *Ecology Letters*, **15** (5) : 502-508 doi : 10.1111/j.1461-0248.2012.01766.x.
- BOMMARCO R., LUNDIN O., SMITH H. G. & RUNDLÖF M., 2012. – Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **279** (1727) : 309-315 doi : 10.1098/rspb.2011.0647.
- BOND W. J., 1994. – Do Mutualisms Matter? Assessing the Impact of Pollinator and Disperser Disruption on Plant Extinction. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, **344** (1307) : 83-90.
- BOTH C., BOUWHUIS S., LESSELLS C. M. & VISSER M. E., 2006. – Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, **441** (7089) : 81-83 doi : 10.1038/nature04539.
- BOTKIN D. B., SAXE H., ARAUJO M. B., BETTS R., BRADSHAW R. H. W., CEDHAGEN T., CHESSON P., DAWSON T. P., ETTERTSON J. R., FAITH D. P., FERRIER S., GUIAN A., HANSEN A. S., HILBERT D. W., LOEHLE C. ET AL., 2007. – Forecasting the Effects of Global Warming on Biodiversity. *BioScience*, **57** (3) : 227-236 doi : 10.1641/B570306.
- BOULLET V. & GEHU J. M., 1984. – Première contribution à l'étude des pelouses calcaires du Crétacé des Charentes in La végétation des pelouses calcaires. *GéoProdig, portail d'information géographique*, <http://geoprodig.cnrs.fr/items/show/170802> Consulté le 20/12/2017.
- BOUZILLE J.-B., 2007. – *Gestion des habitats naturels et biodiversité: Concepts, méthodes et démarches.* Tec & Doc Lavoisier, 331 p.
- BOZINOVIC F., BASTIAS D. A., BOHER F., CLAVIJO-BAQUET S., ESTAY S. A. & ANGILLET M. J., 2011. – The mean and variance of environmental temperature interact to determine physiological tolerance and fitness. *Physiological and biochemical zoology: PBZ*, **84** (6) : 543-552 doi : 10.1086/662551.
- BOZINOVIC F. & PÖRTNER H.-O., 2015. – Physiological ecology meets climate change. *Ecology and Evolution*, **5** (5) : 1025-1030 doi : 10.1002/ece3.1403.
- BRADSHAW W. E. & HOLZAPFEL C. M., 2006. – Climate change. Evolutionary response to rapid climate change. *Science (New York, N.Y.)*, **312** (5779) : 1477-1478 doi : 10.1126/science.1127000.

- BULL C. M. & BURZACOTT D., 2002. – Changes in climate and in the timing of pairing of the Australian lizard, *Tiliqua rugosa*: a 15-year study. *Journal of Zoology*, **256** (3) : 383-387 doi : 10.1017/S0952836902000420.
- BURNS C. E., JOHNSTON K. M. & SCHMITZ O. J., 2003. – Global climate change and mammalian species diversity in U.S. national parks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **100** (20) : 11474-11477 doi : 10.1073/pnas.1635115100.
- BURNS D. A., KLAUS J. & MCHALE M. R., 2007. – Recent climate trends and implications for water resources in the Catskill Mountain region, New York, USA. *Journal of Hydrology*, **336** (1-2) : 155-170 doi : 10.1016/j.jhydrol.2006.12.019.
- BURROWES P. A., JOGLAR R. L. & GREEN D. E., 2004. – Potential causes for amphibian declines in puerto rico. *Herpetologica*, **60** (2) : 141-154 doi : 10.1655/03-50.
- CAMERON G. N. & SCHEEL D., 2001. – Getting Warmer: Effect of Global Climate Change on Distribution of Rodents in Texas. *Journal of Mammalogy*, **82** (3) : 652-680.
- CANNON R., 1998. – The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, **4** (7) : 785-796.
- CAREY C. & ALEXANDER M. A., 2003. – Climate change and amphibian declines: Is there a link? *Diversity and Distributions*, **9** (2) : 111-121 doi : 10.1046/j.1472-4642.2003.00011.x.
- CAREY C., HEYER W. R., WILKINSON J., ALFORD R. A., ARNTZEN J. W., HALLIDAY T., HUNGERFORD L., LIPS K. R., MIDDLETON E. M., ORCHARD S. A. & RAND A. S., 2001. – Amphibian Declines and Environmental Change: Use of Remote-Sensing Data to Identify Environmental Correlates. *Conservation Biology*, **15** (4) : 903-913 doi : 10.1046/j.1523-1739.2001.015004903.x.
- CAYAN D. R., DETTINGER M. D., KAMMERDIENER S. A., CAPRIO J. M. & PETERSON D. H., 2001. – Changes in the Onset of Spring in the Western United States. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **82** (3) : 399-415 doi : 10.1175/1520-0477(2001)082<0399:CITOOS>2.3.CO;2.
- CEBALLOS G., EHRLICH P. R., BARNOSKY A. D., GARCIA A., PRINGLE R. M. & PALMER T. M., 2015. – Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, **1** (5) : e1400253 doi : 10.1126/sciadv.1400253.
- 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.
- CLAVIJO-BAQUET S., BOHER F., ZIEGLER L., MARTEL S. I., ESTAY S. A. & BOZINOVIC F., 2014. – Differential responses to thermal variation between fitness metrics. *Scientific Reports*, **4** doi : 10.1038/srep05349.
- COFFIN A. W., 2007. – From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, **15** (5) : 396-406 doi : 10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006.
- CORBET S. A., 2000. – Conserving Compartments in Pollination Webs. *Conservation Biology*, **14** (5) : 1229-1231.
- CORMONT A., WIEGER WAMELINK G. W., JOCHEM R., WALLISDEVRIES M. F. & WEGMAN R. M. A., 2013. – Host plant-mediated effects of climate change on the occurrence of the Alcon blue butterfly (*Phengaris alcon*). *Ecological Modelling*, **250** : 329-337 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2012.11.022.

- CORN P. S., 2005. – Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, **28** (1) : 59-67.
- CORN P. S., 2007. – Amphibians and disease: Implications for conservation in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Yellowstone Science*, **15** (2) : 11-16.
- 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.
- D'AMEN M. & BOMBI P., 2009. – Global warming and biodiversity: Evidence of climate-linked amphibian declines in Italy. *Biological Conservation*, **142** (12) : 3060-3067 doi : 10.1016/j.biocon.2009.08.004.
- DASZAK P., SCOTT D. E., KILPATRICK A. M., FAGGIONI C., GIBBONS J. W. & PORTER D., 2005. – Amphibian Population Declines at Savannah River Site are Linked to Climate, Not Chytridiomycosis. *Ecology*, **86** (12) : 3232-3237.
- DAUFRESNE M., LENGFELLNER K. & SOMMER U., 2009. – Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106** (31) : 12788-12793 doi : 10.1073/pnas.0902080106.
- DAVIDSON C., BRADLEY SHAFFER H. & JENNINGS M. R., 2001. – Declines of the California Red-Legged Frog: Climate, Uv-B, Habitat, and Pesticides Hypotheses. *Ecological Applications*, **11** (2) : 464-479 doi : 10.1890/1051-0761(2001)011[0464:DOTCRL]2.0.CO;2.
- 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.
- DEFILA C. & CLOT B., 2001. – Phytophenological trends in Switzerland. *International Journal of Biometeorology*, **45** (4) : 203-207.
- DESCHAMPS-COTTIN M., ROUX M. & DESCIMON H., 1997. – Valeur trophique des plantes nourricières et préférence de ponte chez *Parnassius apollo* L. (Lepidoptera, Papilionidae). *Comptes rendus de l'Académie des sciences. Série 3, Sciences de la vie*, **320** (5) : 399-406.
- DESCIMON H., BACHELARD P., BOITIER E. & PIERRAT V., 2005. – *Decline and extinction of Parnassius apollo populations in France-continued*. Dans : Kühn E, Feldmann R, Thomas JA, Settele J (2005) *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 1: General Concepts and Case Studies*. Pensoft, Sofia/Moscow. , p. 114-115.
- 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*, **105** (18) : 6668-6672 doi : 10.1073/pnas.0709472105.
- DEVICTOR V., JULLIARD R., COUVET D. & JIGUET F., 2008. – Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **275** (1652) : 2743-2748 doi : 10.1098/rspb.2008.0878.
- DILLON M. E., WANG G. & HUEY R. B., 2010. – Global metabolic impacts of recent climate warming. *Nature*, **467** (7316) : 704-706 doi : 10.1038/nature09407.
- DUARTE H., TEJEDO M., KATZENBERGER M., MARANGONI F., BALDO D., BELTRAN J. F., MARTI D. A., RICHTER-BOIX A. & GONZALEZ-VOYER A., 2012. – Can amphibians take the heat? Vulnerability to climate warming in subtropical and temperate larval amphibian communities. *Global Change Biology*, **18** (2) : 412-421 doi : 10.1111/j.1365-2486.2011.02518.x.



- DUELLMAN W. E. & TRUEB L., 1994. – *Biology of Amphibians*. Baltimore : Johns Hopkins University Press, 670 p.
- DUNNE J. A. & WILLIAMS R. J., 2009. – Cascading extinctions and community collapse in model food webs. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, **364** (1524) : 1711-1723 doi : 10.1098/rstb.2008.0219.
- DURAND-BARTHEZ M., DASSA M., KOSMOPOULOS C., GONTHARET C., DREYFUS T. & CHAZELAS M., 2009. – Outils et méthodes. *Documentaliste-Sciences de l'Information*, **Vol. 46** (4) : 44-59.
- EAMUS D., 2003. – How does ecosystem water balance affect net primary productivity of woody ecosystems? *Functional Plant Biology*, **30** (2) : 187 doi : 10.1071/FP02084.
- EASTERLING D. R., HORTON B., JONES P. D., PETERSON T. C., KARL T. R., PARKER D. E., SALINGER M. J., RAZUVAYEV V., PLUMMER N., JAMASON P. & FOLLAND C. K., 1997. – Maximum and Minimum Temperature Trends for the Globe. *Science*, **277** (5324) : 364-367 doi : 10.1126/science.277.5324.364.
- 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., DIRNBÖCK 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.
- 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.
- FITTER A. H. & FITTER R. S. R., 2002. – Rapid Changes in Flowering Time in British Plants. *Science*, **296** (5573) : 1689-1691 doi : 10.1126/science.1071617.
- 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.
- FOLGUERA G., BASTIAS D. A. & BOZINOVIC F., 2009. – Impact of experimental thermal amplitude on ectotherm performance: Adaptation to climate change variability? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, **154** (3) : 389-393 doi : 10.1016/j.cbpa.2009.07.008.
- FORERO-MEDINA G., JOPPA L. & PIMM S. L., 2011. – Constraints to Species' Elevational Range Shifts as Climate Changes. *Conservation Biology*, **25** (1) : 163-171 doi : 10.1111/j.1523-1739.2010.01572.x.
- FORISTER M. L., MCCALL A. C., SANDERS N. J., FORDYCE J. A., THORNE J. H., O'BRIEN J., WAETJEN D. P. & SHAPIRO A. M., 2010. – Compounded effects of climate change and habitat alteration shift patterns of butterfly diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, (5) : 2088.

- FORMAN R. T. T., SPERLING D., BISONNETTE J. A., CLEVINGER A. P., CUSTHALL C. D., DALE V. H., FAHRIG L., FRANCE R., GOLDMAN C. R., HEANUE K., JONES J. A., SWANSON F. J., TURRENTINE T. & WINTER T. C., 2003. – *Road ecology: science and solutions*. Island Press, 508 p.
- 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.
- FRED M. S. & BROMMER J. E., 2005. – The decline and current distribution of *Parnassius apollo* (Linnaeus) in Finland; the role of Cd. *Annales Zoologici Fennici*, **42** (1) : 69-79.
- GADANT J., 2002. – *L'atlas des forêts de France*. J.-P. de Monza, 240 p.
- GALAN P., 1999. – Demography and population dynamics of the lacertid lizard *Podarcis bocagei* in north-west Spain. *Journal of Zoology*, **249** (02) : 203-218 doi : null.
- GARDNER J. L., PETERS A., KEARNEY M. R., JOSEPH L. & HEINSOHN R., 2011. – Declining body size: a third universal response to warming? *Trends in Ecology & Evolution*, **26** (6) : 285-291 doi : 10.1016/j.tree.2011.03.005.
- 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.
- GIEC., 2013. – *Changements climatiques 2013 les éléments scientifiques : extraits de la contribution du groupe de travail I au cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Geneva, Switzerland : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 204 p.
- GIFFORD R. M. & HOWDEN M., 2001. – Vegetation thickening in an ecological perspective: significance to national greenhouse gas inventories. *Environmental Science & Policy*, **4** (2-3) : 59-72 doi : 10.1016/S1462-9011(00)00109-X.
- GIMENEZ-BENAVIDES L., ESCUDERO A. & IRIONDO J. M., 2007. – Reproductive limits of a late-flowering high-mountain Mediterranean plant along an elevational climate gradient. *The New Phytologist*, **173** (2) : 367-382 doi : 10.1111/j.1469-8137.2006.01932.x.
- GITAY H., SUAREZ A., DOKKEN D. J. & WATSON R. T., 2002. – *Climate change and biodiversity*, 77 p.
- GLEADOW R. M., FOLEY W. J. & WOODROW I. E., 1998. – Enhanced CO₂ alters the relationship between photosynthesis and defence in cyanogenic *Eucalyptus cladocalyx* F. Muell. *Plant, Cell & Environment*, **21** (1) : 12-22 doi : 10.1046/j.1365-3040.1998.00258.x.
- GOULSON D., HANLEY M. E., DARVILL B., ELLIS J. S. & KNIGHT M. E., 2005. – Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, **122** (1) : 1-8 doi : 10.1016/j.biocon.2004.06.017.
- 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.

- GRILLET P., CHEYLAN M. & DUSOULIER F., 2006. – Évolution des habitats et changement climatique. *ecologia mediterranea*, **32** : 64.
- GUBLER D. J., REITER P., EBI K. L., YAP W., NASCI R. & PATZ J. A., 2001. – Climate variability and change in the United States: potential impacts on vector- and rodent-borne diseases. *Environmental Health Perspectives*, **109 Suppl 2** : 223-233.
- GUILLETTE L. J., 1993. – The Evolution of Viviparity in Lizards. *BioScience*, **43** (11) : 742-751 doi : 10.2307/1312318.
- GUTIERREZ D., HARCOURT J., DIEZ S. B., ILLAN J. G. & WILSON R. J., 2013. – Models of presence-absence estimate abundance as well as (or even better than) models of abundance: the case of the butterfly *Parnassius apollo*. *Landscape Ecology*, **28** (3) : 401-413 doi : 10.1007/s10980-013-9847-3.
- 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. & HARVEY I. F., 2009. – Variation in morphology between core and marginal populations of three British damselflies. *Aquatic Insects*, **31** (3) : 187-197 doi : 10.1080/01650420902776708.
- HERAS P. DE LAS., FERNANDEZ-SAÑUDO P., LOPEZ-ESTEBANEZ N. & ROLDAN M. J., 2011. – Territorial dynamics and boundary effects in a protected area of the Central Iberian Peninsula. *Central European Journal of Geosciences*, : 1-11 doi : 10.2478/s13533-011-0001-y.
- HETEM R. S., FULLER A., MALONEY S. K. & MITCHELL D., 2014. – Responses of large mammals to climate change. *Temperature*, **1** (2) : 115-127 doi : 10.4161/temp.29651.
- HEYER W. R., RAND A. S., CRUZ C. A. G. DA. & PEIXOTO O. L., 1988. – Decimations, Extinctions, and Colonizations of Frog Populations in Southeast Brazil and Their Evolutionary Implications. *Biotropica*, **20** (3) : 230-235 doi : 10.2307/2388238.
- HICKLER T., SMITH B., PRENTICE I. C., MJÖFORS K., MILLER P., ARNETH A. & SYKES M. T., 2008. – CO₂ fertilization in temperate FACE experiments not representative of boreal and tropical forests. *Global Change Biology*, **14** (7) : 1531-1542 doi : 10.1111/j.1365-2486.2008.01598.x.
- HICKLING R., ROY D. B., HILL J. K., FOX R. & THOMAS C. D., 2006. – The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, **12** (3) : 450-455 doi : 10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x.
- 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.
- HILL J. K., COLLINGHAM Y. C., THOMAS C. D., BLAKELEY D. S., FOX R., MOSS D. & HUNTLEY B., 2001. – Impacts of landscape structure on butterfly range expansion. *Ecology Letters*, **4** (4) : 313-321 doi : 10.1046/j.1461-0248.2001.00222.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 J. K., THOMAS C. D. & BLAKELEY D. S., 1999. – Evolution of Flight Morphology in a Butterfly That Has Recently Expanded Its Geographic Range. *Oecologia*, **121** (2) : 165-170.

- HOF C., ARAUJO M. B., JETZ W. & RAHBEK C., 2011. – Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature*, **480** (7378) : 516-519 doi : 10.1038/nature10650.
- HOFFMANN J., 2010. – Do climate changes influence dispersal and population dynamics of dragonflies in the western Peruvian Andes? *BioRisk: Biodiversity & Ecosystem Risk Assessment*, **5** : 47-72 doi : 10.3897/biorisk.5.842.
- HUEY R. B., DEUTSCH C. A., TEWKSBURY J. J., VITT L. J., HERTZ P. E., ÁLVAREZ PEREZ H. J. & GARLAND T., 2009. – Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **276** (1664) : 1939-1948 doi : 10.1098/rspb.2008.1957.
- 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.
- HUGHES L., 2000. – Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution*, **15** (2) : 56-61 doi : 10.1016/S0169-5347(99)01764-4.
- HÜTTICH C., HEROLD M., SCHMULLIUS C., EGOROV V. & BARTALEV S. A., 2007. – Indicators of Northern Eurasia's land-cover change trends from SPOT-VEGETATION time-series analysis 1998–2005. *International Journal of Remote Sensing*, **28** (18) : 4199-4206 doi : 10.1080/01431160701442054.
- IPCC., 2014. – *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Working Group II Contribution to the IPCC 5th Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.*
- IRWIN NULL. & LEE NULL., 2000. – Mild winter temperatures reduce survival and potential fecundity of the goldenrod gall fly, *Eurosta solidaginis* (Diptera: Tephritidae). *Journal of Insect Physiology*, **46** (5) : 655-661.
- JAESCHKE A., BITTNER T., REINEKING B. & BEIERKUHNEIN 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.
- JUMP A. S. & PEÑUELAS J., 2005. – Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters*, **8** (9) : 1010-1020 doi : 10.1111/j.1461-0248.2005.00796.x.
- KANNAN R. & JAMES D. A., 2009. – Effects of climate change on global biodiversity: a review of key literature. *Tropical Ecology*, **50** (1) : 31.
- KATTWINKEL M., KÜHNE J.-V., FOIT K. & LIESS M., 2011. – Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, **21** (6) : 2068-2081.
- KIESECKER J. M., BLAUSTEIN A. R. & BELDEN L. K., 2001. – Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, **410** (6829) : 681-684 doi : 10.1038/35070552.
- KIESECKER J. M. & SKELLY D. K., 2001. – Effects of Disease and Pond Drying on Gray Tree Frog Growth, Development, and Survival. *Ecology*, **82** (7) : 1956-1963 doi : 10.1890/0012-9658(2001)082[1956:EODAPD]2.0.CO;2.
- KIRSCHBAUM M. U. F., 2000. – Forest growth and species distribution in a changing climate. *Tree Physiology*, **20** (5_6) : 309-322.

- KLECKOVA I. & KLECKA J., 2016. – Facing the Heat: Thermoregulation and Behaviour of Lowland Species of a Cold-Dwelling Butterfly Genus, *Erebia*. *PLoS One*, **11** (3) : e0150393 doi : 10.1371/journal.pone.0150393.
- KÖRTNER G. & HELDMAIER G., 1995. – Body Weight Cycles and Energy Balance in the Alpine Marmot (*Marmota marmota*). *Physiological Zoology*, **68** (1) : 149-163.
- KOVEN C. D., 2013. – Boreal carbon loss due to poleward shift in low-carbon ecosystems. *Nature Geoscience*, **6** (6) : 452-456 doi : 10.1038/ngeo1801.
- KREMEN C. & OSTFELD R. S., 2005. – A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **3** (10) : 540-548 doi : 10.1890/1540-9295(2005)003[0540:ACTEMA]2.0.CO;2.
- KULLMAN L., 2001. – 20th Century Climate Warming and Tree-Limit Rise in the Southern Scandes of Sweden. *Ambio*, **30** (2) : 72-80.
- KULLMAN L., 2003. – Recent reversal of Neoglacial climate cooling trend in the Swedish Scandes as evidenced by mountain birch tree-limit rise. *Global and Planetary Change*, **36** (1-2) : 77-88 doi : 10.1016/S0921-8181(02)00165-0.
- KULLMAN L., 2007. – Tree line population monitoring of *Pinus sylvestris* in the Swedish Scandes, 1973–2005: implications for tree line theory and climate change ecology. *Journal of Ecology*, **95** (1) : 41-52 doi : 10.1111/j.1365-2745.2006.01190.x.
- KULLMAN L., 2008. – Thermophilic Tree Species Reinvasade Subalpine Sweden: Early Responses to Anomalous Late Holocene Climate Warming. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, **40** (1) : 104-110.
- LA MARCA E., LIPS K. R., LÖTTERS S., PUSCHENDORF R., IBAÑEZ R., RUEDA-ALMONACID J. V., SCHULTE R., MARTY C., CASTRO F., MANZANILLA-PUPPO J., GARCIA-PEREZ J. E., BOLAÑOS F., CHAVES G., POUNDS J. A., TORAL E. & YOUNG B. E., 2005. – Catastrophic Population Declines and Extinctions in Neotropical Harlequin Frogs (*Bufonidae: Atelopus*). *Biotropica*, **37** (2) : 190-201 doi : 10.1111/j.1744-7429.2005.00026.x.
- LAFON P., LE FOULER A., DUFAY J., HARDY F. & CAZE G., 2015. – *Les végétations des dunes littorales non boisées d'Aquitaine: synsystématique et synchorologie (Euphorbia paraliae – Ammophiletea australis, Koeleria glauca – Corynephorotea canescentis p.p., Scheuchzeria palustris – Caricetea fusca p.p.)*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 114 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.
- LAVERGNE S., MOLINA J. & DEBUSSCHE M., 2006. – Fingerprints of environmental change on the rare mediterranean flora: a 115-year study. *Global Change Biology*, **12** (8) : 1466-1478 doi : 10.1111/j.1365-2486.2006.01183.x.
- 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 TREUT H., 2013. – *Les impacts du changement climatique en Aquitaine : Un état des lieux scientifique*. Pessac, France : Presses Universitaires de Bordeaux, 360 p.
- LEBOURGEOIS F., BRED A., 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.
- LEFEVRE D. & PIERRE J., 2001. – La biologie des bourdons. *Bulletin Technique Apicole*, **28** (4) : 159-170.
- LEMOINE N., SCHAEFER H.-C. & BÖHNING-GAESE K., 2007. – Species richness of migratory birds is influenced by global climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **16** (1) : 55-64 doi : 10.1111/j.1466-8238.2006.00252.x.
- LEVINSKY I., FLEMMING S., SVENNING J. C. & RAHBK C., 2007. – Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity and Conservation*, **16** (13) : 3803-3816.
- LEVREL H., 2006. – *Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ?* Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS), 406 p.
- 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.
- 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.
- MACDONALD M., 2001. – The colonisation of Northern Scotland by *Bombus terrestris* (L.) and *B. lapidarius* (L.) (Hym., Apidae), and the possible role of climate change. *The Entomologist's monthly magazine*, **137** : 1-14.
- MAES D., VANREUSEL W., TALLOEN W. & DYCK H. V., 2004. – Functional conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae). *Biological Conservation*, **120** (2) : 229-241 doi : 10.1016/j.biocon.2004.02.018.
- MAHERALI H. & DELUCIA E. H., 2000. – Interactive effects of elevated CO₂ and temperature on water transport in ponderosa pine. *American Journal of Botany*, **87** (2) : 243-249.
- MALLARD F., 2014. – *Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels*. France : Université Nantes Angers le Mans, 472 p.

- 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.
- MARON J. L., PEARSON D. E., POTTER T. & ORTEGA Y. K., 2012. – Seed size and provenance mediate the joint effects of disturbance and seed predation on community assembly. *Journal of Ecology*, **100** (6) : 1492-1500 doi : 10.1111/j.1365-2745.2012.02027.x.
- MARQUIS O., MASSOT M. & LE GALLIARD J. F., 2008. – Intergenerational Effects of Climate Generate Cohort Variation in Lizard Reproductive Performance. *Ecology*, **89** (9) : 2575-2583.
- 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.
- MARTINET B., RASMONT P., CEDERBERG B., EVRARD D., ØDEGAARD F., PAUKKUNEN J. & LECOCQ T., 2015. – Forward to the north: two Euro-Mediterranean bumblebee species now cross the Arctic Circle. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.)*, **51** (4) : 303-309 doi : 10.1080/00379271.2015.1118357.
- MARTINEZ-FREIRIA F., LIZANA M., AMARAL J. P. DO. & BRITO J. C., 2010. – Spatial and temporal segregation allows coexistence in a hybrid zone among two Mediterranean vipers (*Vipera aspis* and *V. latastei*). *Amphibia-Reptilia*, **31** (2) : 195-212 doi : 10.1163/156853810791069001.
- MARTINEZ-VILALTA J., POYATOS R., AGUADE D., RETANA J. & MENCUCCINI M., 2014. – A new look at water transport regulation in plants. *New Phytologist*, **204** (1) : 105-115 doi : 10.1111/nph.12912.
- 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.
- MASSU N. & LANDMANN G., 2011. – *Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine – Synthèse bibliographique*. Ecofor, 180 p.
- MCCAIN C. M. & KING S. R. B., 2014. – Body size and activity times mediate mammalian responses to climate change. *Global Change Biology*, **20** (6) : 1760-1769 doi : 10.1111/gcb.12499.
- McKINNEY M. L. & LOCKWOOD J. L., 1999. – Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, **14** (11) : 450-453 doi : 10.1016/S0169-5347(99)01679-1.
- McMENAMIN S. K., HADLY E. A. & WRIGHT C. K., 2008. – Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, **105** (44) : 16988.
- McVICAR T. R., DONOHUE R. J., O'GRADY A. P. & LI L. T., 2010. – The effects of climatic changes on plant physiological and catchment ecohydrological processes in the high-rainfall catchments of the Murray-Darling Basin: A scoping study. *Prepared for the Murray-Darling Basin Authority (MDBA) by the Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Water for a Healthy Country National Research Flagship, MDBA, Canberra, ACT, Australia, .*
- MENENDEZ R., 2007. – How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, **150** : 355-365.

- MENENDEZ R., GONZALEZ-MEGIAS A., LEWIS O. T., SHAW M. R. & THOMAS C. D., 2008. – Escape from natural enemies during climate-driven range expansion: a case study. *Ecological Entomology*, **33** (3) : 413-421 doi : 10.1111/j.1365-2311.2008.00985.x.
- MENENDEZ R., MEGIAS A. G., HILL J. K., BRASCHLER B., WILLIS S. G., COLLINGHAM Y., FOX R., ROY D. B. & THOMAS C. D., 2006. – Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **273** (1593) : 1465-1470 doi : 10.1098/rspb.2006.3484.
- MENZEL A., 2000. – Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996. *International Journal of Biometeorology*, **44** (2) : 76-81.
- MENZEL A., SPARKS T. H., ESTRELLA N., KOCH E., AASA A., AHAS R., ALM-KÜBLER K., BISSOLLI P., BRASLAVSKA O., BRIEDE A., CHMIELEWSKI F. M., CREPINSEK Z., CURNEL Y., DAHL Å., DEFILA C. ET AL., 2006. – European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology*, **12** (10) : 1969-1976 doi : 10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT., 2005. – *Ecosystems and human well-being*. Island Press, 86 p.
- MOLAU U., NORDENHÄLL U. & ERIKSEN B., 2005. – Onset of flowering and climate variability in an alpine landscape: a 10-year study from Swedish Lapland. *American Journal of Botany*, **92** (3) : 422-431 doi : 10.3732/ajb.92.3.422.
- MORENO-RUEDA G., PLEGUEZUELOS J. M. & ALAMINOS E., 2009. – Climate warming and activity period extension in the Mediterranean snake *Malpolon monspessulanus*. *Climatic Change*, **92** (1-2) : 235-242 doi : 10.1007/s10584-008-9469-y.
- 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.
- NIEMINEN M., NUORTEVA P. & TULISALO E., 2001. – The Effect of Metals on the Mortality of *Parnassius Apollo* Larvae (Lepidoptera: Papilionidae). *Journal of Insect Conservation*, **5** (1) : 1-7 doi : 10.1023/A:1011371119290.
- NORB Y. R. J., HARTZ-RUBIN J. S. & VERBRUGGE M. J., 2003. – Phenological responses in maple to experimental atmospheric warming and CO₂ enrichment. *Global Change Biology*, **9** (12) : 1792-1801 doi : 10.1111/j.1365-2486.2003.00714.x.
- OTT J., 2010. – Dragonflies and climatic change – recent trends in Germany and Europe. *BioRisk: Biodiversity & Ecosystem Risk Assessment*, **5** : 253-286 doi : 10.3897/biorisk.5.857.
- OUZEAU G., DEQUE M., JOUINI M., PLANTON S. & VAUTARD R., 2014. – *Le climat de la France au XXI^e siècle*. Rapport de la Direction Générale de l'Énergie et du Climat., 64 p.
- OWEN E. L., BALE J. S. & HAYWARD S. A. L., 2013. – Can Winter-Active Bumblebees Survive the Cold? Assessing the Cold Tolerance of *Bombus terrestris audax* and the Effects of Pollen Feeding. *PLOS ONE*, **8** (11) : e80061 doi : 10.1371/journal.pone.0080061.
- OZGUL A., CHILDS D. Z., OLI M. K., ARMITAGE K. B., BLUMSTEIN D. T., OLSON L. E., TULJAPURKAR S. & COULSON T., 2010. – Coupled dynamics of body mass and population growth in response to environmental change. *Nature*, **466** (7305) : 482-485 doi : 10.1038/nature09210.

- OZGUL A., OLI M. K., OLSON L. E., BLUMSTEIN D. T. & ARMITAGE K. B., 2007. – Spatiotemporal variation in reproductive parameters of yellow-bellied marmots. *Oecologia*, **154** (1) : 95-106 doi : 10.1007/s00442-007-0817-9.
- PARMESAN C., 2006. – Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **37** (1) : 637-669 doi : 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.
- PARMESAN C., 2007. – Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, **13** (9) : 1860-1872 doi : 10.1111/j.1365-2486.2007.01404.x.
- 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.
- PAULI H., GOTTFRIED M., REITER K., KLETTNER C. & GRABHERR G., 2007. – Signals of range expansions and contractions of vascular plants in the high Alps: observations (1994?2004) at the GLORIA master site Schrankogel, Tyrol, Austria. *Global Change Biology*, **13** (1) : 147-156 doi : 10.1111/j.1365-2486.2006.01282.x.
- PEARMAN P. B., GUI SAN A. & ZIMMERMANN N. E., 2011. – Impacts of climate change on Swiss biodiversity: An indicator taxa approach. *Biological Conservation*, **144** (2) : 866-875 doi : 10.1016/j.biocon.2010.11.020.
- PELLISSIER L., POTTIER J., VITTOZ P., DUBUIS A. & GUI SAN A., 2010. – Spatial pattern of floral morphology: possible insight into the effects of pollinators on plant distributions. *Oikos*, **119** (11) : 1805-1813 doi : 10.1111/j.1600-0706.2010.18560.x.
- PEÑUELAS J. & BOADA M., 2003. – A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology*, **9** (2) : 131-140 doi : 10.1046/j.1365-2486.2003.00566.x.
- PEÑUELAS J., FILELLA I. & COMAS P., 2002. – Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology*, **8** (6) : 531-544 doi : 10.1046/j.1365-2486.2002.00489.x.
- PEÑUELAS J., RUTISHAUSER T. & FILELLA I., 2009. – Phenology Feedbacks on Climate Change. *Science*, **324** (5929) : 887-888 doi : 10.1126/science.1173004.
- 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.
- PÖRTNER H., 2012. – Integrating climate-related stressor effects on marine organisms: unifying principles linking molecule to ecosystem-level changes. *Marine Ecology Progress Series*, **470** : 273-290 doi : 10.3354/meps10123.
- PÖRTNER H. O. & KNUST R., 2007. – Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *Science (New York, N.Y.)*, **315** (5808) : 95-97 doi : 10.1126/science.1135471.
- 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., 1987. – Harlequin Frogs Along a Tropical Montane Stream: Aggregation and the Risk of Predation by Frog-Eating Flies. *Biotropica*, **19** (4) : 306-309 doi : 10.2307/2388627.
- 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.
- POUNDS J. A., FOGDEN M. P. L. & CAMPBELL J. H., 1999. – Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, **398** (6728) : 611-615 doi : 10.1038/19297.
- PRADERVAND J.-N., PELLISSIER L., RANDIN C. F. & GUIBAN A., 2014. – Functional homogenization of bumblebee communities in alpine landscapes under projected climate change. *Climate Change Responses*, **1** (1) : 1-10 doi : 10.1186/s40665-014-0001-5.
- RAXWORTHY C. J., PEARSON R. G., RABISOA N., RAKOTONDRAZAFY A. M., RAMANAMANJATO J.-B., RASELIMANANA A. P., WU S., NUSSBAUM R. A. & STONE D. A., 2008. – Extinction vulnerability of tropical montane endemism from warming and upslope displacement: a preliminary appraisal for the highest massif in Madagascar. *Global Change Biology*, **14** (8) : 1703-1720 doi : 10.1111/j.1365-2486.2008.01596.x.
- 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.
- REUSCH T. B. H., 2014. – Climate change in the oceans: evolutionary versus phenotypically plastic responses of marine animals and plants. *Evolutionary Applications*, **7** (1) : 104-122 doi : 10.1111/eva.12109.
- ROBINSON S. A., WASLEY J. & TOBIN A. K., 2003. – Living on the edge – plants and global change in continental and maritime Antarctica. *Global Change Biology*, **9** (12) : 1681-1717 doi : 10.1046/j.1365-2486.2003.00693.x.
- RÖDDER D. & WEINSHEIMER F., 2009. – Will future anthropogenic climate change increase the potential distribution of the alien invasive Cuban treefrog (Anura: Hylidae)? *Journal of Natural History*, **43** (19-20) : 1207-1217 doi : 10.1080/00222930902783752.
- ROETZER T., WITTENZELLER M., HAECKEL H. & NEKOVAR J., 2000. – Phenology in central Europe-- differences and trends of spring phenophases in urban and rural areas. *International Journal of Biometeorology*, **44** (2) : 60-66.
- ROHR J. R., DOBSON A. P., JOHNSON P. T. J., KILPATRICK A. M., PAULL S. H., RAFFEL T. R., RUIZ-MORENO D. & THOMAS M. B., 2011a. – Frontiers in climate change-disease research. *Trends in Ecology & Evolution*, **26** (6) : 270-277 doi : 10.1016/j.tree.2011.03.002.
- ROHR J. R., HALSTEAD N. T. & RAFFEL T. R., 2011b. – Modelling the future distribution of the amphibian chytrid fungus: the influence of climate and human-associated factors. *Journal of Applied Ecology*, **48** (1) : 174-176 doi : 10.1111/j.1365-2664.2010.01891.x.
- ROHR J. R. & MADISON D. M., 2003. – Dryness increases predation risk in efts: support for an amphibian decline hypothesis. *Oecologia*, **135** (4) : 657-664 doi : 10.1007/s00442-003-1206-7.
- ROHR J. R., SESTERHENN T. M. & STIEHA C., 2011c. – Will climate change reduce the effects of a pesticide on amphibians?: partitioning effects on exposure and susceptibility to contaminants. *Global Change Biology*, (2) : 657.

- ROLAND J. & MATTER S. F., 2007. – Encroaching forests decouple alpine butterfly population dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **104** (34) : 13702-13704 doi : 10.1073/pnas.0705511104.
- ROLAND J. & MATTER S. F., 2013. – Variability in winter climate and winter extremes reduces population growth of an alpine butterfly. *Ecology*, **94** (1) : 190-199 doi : 10.1890/12-0611.1.
- ROMO H., GARCIA-BARROS E., MARQUEZ A. L., MORENO J. C. & REAL R., 2014. – Effects of climate change on the distribution of ecologically interacting species: butterflies and their main food plants in Spain. *Ecography*, (11) : 1063 doi : 10.1111/ecog.00706.
- RON S. R., DUELLMAN W. E., COLOMA L. A. & BUSTAMANTE M. R., 2003. – Population Decline of the Jambato Toad *Atelopus ignescens* (Anura: Bufonidae) in the Andes of Ecuador. *Journal of Herpetology*, **37** (1) : 116-126 doi : 10.1670/0022-1511(2003)037[0116:PDOTJT]2.0.CO;2.
- 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.
- ROYER J. M., 1982. – Contribution à l'étude phytosociologique des pelouses du Périgord et des régions voisines. *Doc. Phytosoc*, **6** : 203-220.
- RUYS T. & COUZI L., 2015. – *Atlas des Mammifères sauvages d'Aquitaine. Tome 6 : Les rongeurs, les érinacéomorphes et les soricomorphes. Cistude Nature et LPO Aquitaine*. France : C. Nature, 228 p.
- SAHNEY S., BENTON M. J. & FALCON-LANG H. J., 2010. – Rainforest collapse triggered Carboniferous tetrapod diversification in Euramerica. *Geology*, **38** (12) : 1079-1082 doi : 10.1130/G31182.1.
- SALA O. E., CHAPIN F. S., III, ARMESTO J. J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., HUBER-SANWALD E., HUENNEKE L. F., JACKSON R. B., KINZIG A., LEEMANS R., LODGE D. M., MOONEY H. A., OESTERHELD M. ET AL., 2000. – Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, **287** (5459) : 1770-1774 doi : 10.1126/science.287.5459.1770.
- SANCHEZ-RODRIGUEZ J. F. & BAZ A., 1996. – Decline of *Parnassius apollo* in the Sierra de Guadarrama, Central Spain. *Holarctic Lepidoptera*, **3** (1) : 31-36.
- SANZ-ELORZA M., DANA E. D., GONZALEZ A. & SOBRINO E., 2003. – Changes in the High-mountain Vegetation of the Central Iberian Peninsula as a Probable Sign of Global Warming. *Annals of Botany*, **92** (2) : 273-280 doi : 10.1093/aob/mcg130.
- SCHEIFINGER H., MENZEL A., KOCH E., PETER C. & AHAS R., 2002. – Atmospheric mechanisms governing the spatial and temporal variability of phenological phases in central Europe. *International Journal of Climatology*, **22** (14) : 1739-1755 doi : 10.1002/joc.817.
- SCHMELLER D. S., DOLEK M., GEYER A., SETTELE J. & BRANDL R., 2011. – The effect of conservation efforts on morphological asymmetry in a butterfly population. *Journal for Nature Conservation*, **19** (3) : 161-165 doi : 10.1016/j.jnc.2010.11.002.
- SCHRIEVER T. A., RAMSPOTT J., CROTHER B. I. & FONTENOT C. L., 2009. – Effects of hurricanes Ivan, Katrina, and Rita on a southeastern Louisiana herpetofauna. *Wetlands*, **29** (1) : 112-122 doi : 10.1672/07-82.1.
- SCHULDT B., KNUTZEN F., DELZON S., JANSEN S., MÜLLER-HAUBOLD H., BURLETT R., CLOUGH Y. & LEUSCHNER C., 2016. – How adaptable is the hydraulic system of European beech in the face of climate change-related precipitation reduction? *The New Phytologist*, **210** (2) : 443-458 doi : 10.1111/nph.13798.

- SCHWEIGER O., SETTELE J., KUDRNA O., KLOTZ S. & KÜHN I., 2008. – Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology*, **89** (12) : 3472-3479.
- SETTELE J., KUDRNA O., HARPE 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.
- SHERIDAN J. A. & BICKFORD D., 2011. – Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change*, **1** (8) : 401-406 doi : 10.1038/nclimate1259.
- SHOO L. P., OLSON D. H., McMENAMIN S. K., MURRAY K. A., VAN SLUYS M., DONNELLY M. A., STRATFORD D., TERHIVUO J., MERINO-VITERI A., HERBERT S. M., BISHOP P. J., CORN P. S., DOVEY L., GRIFFITHS R. A., LOWE K. ET AL., 2011. – Engineering a future for amphibians under climate change. *Journal of Applied Ecology*, **48** (2) : 487-492 doi : 10.1111/j.1365-2664.2010.01942.x.
- 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.
- SKERRATT L. F., BERGER L., SPEARE R., CASHINS S., McDONALD K. R., PHILLOTT A. D., HINES H. B. & KENYON N., 2007. – Spread of Chytridiomycosis Has Caused the Rapid Global Decline and Extinction of Frogs. *EcoHealth*, **4** (2) : 125-134 doi : 10.1007/s10393-007-0093-5.
- SKONDRAS N. A. & KARAVITIS C. A., 2015. – Evaluation and comparison of DPSIR framework and the combined SWOT – DPSIR analysis (CSDA) approach: towards embracing complexity. *Global NEST Journal*, **17** (1) : 198-209.
- SMEETS E. & WETERINGS R., 1999. – *Environmental indicators: Typology and overview*. Copenhagen, Denmark : European Environment Agency Copenhagen, 19 p.
- SODHI N. S., BICKFORD D., DIESMOS A. C., LEE T. M., KOH L. P., BROOK B. W., SEKERCIOGLU C. H. & BRADSHAW C. J. A., 2008. – Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *PLOS ONE*, **3** (2) : e1636 doi : 10.1371/journal.pone.0001636.
- STEFANESCU C., PEÑUELAS J. & FILELLA I., 2003. – Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, **9** (10) : 1494 doi : 10.1046/j.1365-2486.2003.00682.x.
- STIRLING I., LUNN N. J. & IACOZZA J., 1999. – Long-Term Trends in the Population Ecology of Polar Bears in Western Hudson Bay in Relation to Climatic Change. *Arctic*, **52** (3) : 294-306.
- STUART S. N., CHANSON J. S., COX N. A., YOUNG B. E., RODRIGUES A. S. L., FISCHMAN D. L. & WALLER R. W., 2004. – Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*, **306** (5702) : 1783-1786 doi : 10.1126/science.1103538.
- VAN SWAAY C., CUTTELOD A., COLLINS S., MAES D., LOPEZ MUNGUIRA M., ŠASIC M., SETTELE J., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M. & WYNHOF I., 2010. – *European red list of butterflies*. Gland, Switzerland : Luxembourg: Publications Office of the European Union, 47 p.
- 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.



- THOMAS C. D., 2010. – Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions*, **16** (3) : 488-495 doi : 10.1111/j.1472-4642.2010.00642.x.
- 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 JAARVELD 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.
- THUILLER W., LAVERGNE S., ROQUET C., BOULANGEAT I., LAFOURCADE B. & ARAUJO M. B., 2011. – Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature*, **470** (7335) : 531-534 doi : 10.1038/nature09705.
- 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 of the United States of America*, **102** (23) : 8245-8250 doi : 10.1073/pnas.0409902102.
- TRANI M. K., FORD W. M. & CHAPMAN B. R., 2007. – The land manager's guide to mammals of the South. .
- VAN DER PUTTEN W. H., MACEL M. & VISSER M. E., 2010. – Predicting species distribution and abundance responses to climate change: why it is essential to include biotic interactions across trophic levels. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, **365** (1549) : 2025-2034 doi : 10.1098/rstb.2010.0037.
- 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.
- VESPERINAS E. S., MORENO A. G., ELORZA M. S., SANCHEZ E. D., MATA D. S. & GAVILAN R., 2001. – *The expansion of thermophilic plants in the Iberian Peninsula as a sign of climatic change*. Dans : Walther G.-R., Burga CA, Edwards PJ. "*Fingerprints*" of Climate Change. Springer US, p. 163-184. doi : 10.1007/978-1-4419-8692-4_11.
- 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.
- VOGEL P., 2012. – New trapping method to survey for presence of the Etruscan shrew *Suncus etruscus*, the smallest mammal. *Mammal Review*, **42** (4) : 314-318 doi : 10.1111/j.1365-2907.2012.00215.x.
- VORS L. S. & BOYCE M. S., 2009. – Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology*, **15** (11) : 2626-2633 doi : 10.1111/j.1365-2486.2009.01974.x.
- WAKE D. B. & VREDENBURG V. T., 2008. – Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105** (Supplement 1) : 11466-11473 doi : 10.1073/pnas.0801921105.
- WALTHER G.-R., 2010. – Community and ecosystem responses to recent climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, **365** (1549) : 2019-2024 doi : 10.1098/rstb.2010.0021.

- WALTHER G.-R., BEISSNER S. & BURGA C. A., 2005. – Trends in the uphill shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science*, **16** : 541-548.
- 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.
- WARDLE P. & COLEMAN M. C., 1992. – Evidence for rising upper limits of four native New Zealand forest trees. *New Zealand Journal of Botany*, **30** (3) : 303-314 doi : 10.1080/0028825X.1992.10412909.
- WARREN M. S., HILL J. K., THOMAS J. A., ASHER J., FOX R., HUNTLEY B., ROY D. B., TELFER M. G., JEFFCOATE S., HARDING P., JEFFCOATE G., WILLIS S. G., GREATOREX-DAVIES J. N., MOSS D. & THOMAS C. D., 2001. – Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, **414** (6859) : 65-69.
- WEISS S. B., MURPHY D. D. & WHITE R. R., 1988. – Sun, Slope, and Butterflies: Topographic Determinants of Habitat Quality for *Euphydryas Editha*. *Ecology*, **69** (5) : 1486-1496 doi : 10.2307/1941646.
- WHITFIELD S. M., BELL K. E., PHILIPPI T., SASA M., BOLAÑOS F., CHAVES G., SAVAGE J. M. & DONNELLY M. A., 2007. – Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104** (20) : 8352-8356 doi : 10.1073/pnas.0611256104.
- 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., MARTINEZ D., AGUDO R. & MONSERRAT V. J., 2005. – Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change: Elevational shifts accompany climate change. *Ecology Letters*, **8** (11) : 1138-1146 doi : 10.1111/j.1461-0248.2005.00824.x.
- 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.
- WULLSCHLEGER S. D., TSCHAPLINSKI T. J. & NORBY R. J., 2002. – Plant water relations at elevated CO₂ -- implications for water-limited environments. *Plant, Cell & Environment*, **25** (2) : 319-331.
- 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.
- ZEUSS D., BRANDL R., BRÄNDLE M., RAHBK C. & BRUNZEL S., 2014. – Global warming favours light-coloured insects in Europe. *Nature Communications*, **5** doi : 10.1038/ncomms4874.
- 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.

Avec le soutien de :

