

UFR SCIENCES & TECHNIQUES COTE BASQUE

Université de Pau et des Pays de l'Adour

Licence Professionnelle Métiers de la protection et de la gestion des espaces naturelles

Option Biologie Appliquée aux Ecosystèmes Exploités



SUIVI DU LÉZARD OCELLÉ SUR LE LITTORAL AQUITAIN DANS LE CADRE DU PROGRAMME SENTINELLES DU CLIMAT

LAVAGNA Maximilien

Stage effectué du 01/03/2017 au 11/08/2017 à

l'association Cistude Nature, Chemin du Moulinat 33185 Le Haillan

sous la direction scientifique de Mme BERRONEAU



« Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de l'Entreprise ou du Laboratoire d'accueil »

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	3
INTRODUCTION	4
MATÉRIELS & MÉTHODES	9
I. Le Lézard ocellé sur le littoral aquitain	9
II. Protocole d'échantillonnage	11
III. Mesure de la météorologie le long du littoral aquitain	13
IV. Analyses statistiques	15
RÉSULTATS	19
I. Mise en évidence des variations météorologiques	19
II. Répartition et occupation du Lézard ocellé sur le littoral	22
III. Estimation de l'abondance	24
DISCUSSION	27
I. Paramètres climatiques	27
II. Protocole d'échantillonnage	30
III. Méthodes d'occupation et N-mélange	31
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	33
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	35
Annexe I : Variables de sites et d'échantillonnage	39
Annexe II : Description des facteurs d'influences climatiques et morphologiques	40
RÉSUMÉ	44

REMERCIEMENTS

Je souhaite en premier lieu remercier Maud Berroneau pour m'avoir donné la chance de découvrir le domaine passionnant qu'est l'herpétologie. La confiance qu'elle m'a attribuée tout le long de mon stage ainsi que sa bonne humeur m'auront permis de me sentir à l'aise dans mon travail. Je la remercie également beaucoup pour sa disponibilité lors de la relecture de mon rapport.

Je remercie Matthieu Berroneau pour son envie de partager sa passion de l'herpétologie.

Merci à Fanny Mallard pour son soutien et ses précieux conseils en statistiques.

Je voudrais également remercier l'ensemble des membres de l'association Cistude Nature avec qui j'ai énormément apprécié travailler.

Sans eux, ce stage n'aurait pas eu la même saveur. Merci à Pauline et Charlie pour leur amitié sincère.

Je tiens enfin à remercier les financeurs du programme Sentinelle du climat qui ont permis la mise en place de ce stage : Europe, Région Nouvelle-Aquitaine, Département de la Gironde, Département des Pyrénées-Atlantiques.

INTRODUCTION

La « biodiversité » provient de la contraction des mots « diversité » et « biologique ». Elle comprend trois niveaux : la diversité génétique, la diversité intra et interspécifique, ainsi que la diversité écosystémique (Campbell Biology 9^e édition. 2012).

La biodiversité joue ainsi un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes et par conséquent contribue à maintenir la vie humaine à travers des écoservices. Les écosystèmes purifient l'eau et l'air. Ils détoxiquent et décomposent nos déchets, et réduisent la gravité des sécheresses et des inondations. Les organismes des écosystèmes pollinisent les cultures, limitent les parasites et préservent les sols (Ceballos *et al.* 2015).

Les effets du réchauffement climatique sur les faunes et les flores sont à présent manifestes (Parmesan & Matthews 2005). Ces dernières années, les biologistes ont pu montrer que celui-ci avait des répercussions non négligeables sur la phénologie des espèces (Bairlein & Winkel 2001, Fitter & Fitter 2002), sur leur distribution (Walther *et al.* 2002) et, de façon plus globale, sur la composition des communautés et des écosystèmes (Lavorel & Garnier 2002).

La crise de la biodiversité liée au réchauffement climatique est désormais prouvée (Feehan *et al.* 2009). L'extinction des espèces animales et végétales est un phénomène naturel présent depuis le début de la vie sur Terre. Les espèces ont su s'adapter à des perturbations climatiques étalées sur de longues périodes évolutives mais les perturbations actuelles sont beaucoup trop rapides, de l'ordre d'une dizaine d'années, pour voir s'établir un équilibre (augmentation de 0,85°C entre 1880 et 2012 (IPCC, 2014)).

Les connaissances sur les réponses possibles de la biodiversité face à cette menace sont aujourd'hui encore peu acquises. De plus, il est essentiel mais néanmoins délicat de dissocier les modifications liées au changement climatique, des modifications liées aux autres menaces telles que la disparition et la fragmentation des habitats.

C'est dans cette démarche scientifique que s'inscrit le programme « Sentinelles du Climat ». Ce programme se présente comme un réseau scientifique pluridisciplinaire faisant l'interface entre de nombreux acteurs scientifiques, publics et associatifs. Il a été initié par l'association Cistude Nature pour la période 2016 – 2021 et vise à comprendre les réponses de la biodiversité face au changement climatique à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine.

D'après Davis et Shaw. 2001, 3 réponses de la biodiversité sont observées : l'adaptation de l'espèce, la migration vers un climat plus approprié ou l'extinction locale.

Pour vérifier ces hypothèses, certaines espèces ont été identifiées comme des indicateurs biologiques (cf. Figure 1). Les indicateurs biologiques sont des espèces ou groupes d'espèces animales ou végétales décrivant la fonction ou la structure d'habitat, caractéristiques de conditions écologiques précises, et qui réagissent rapidement aux modifications de ces conditions. Ces espèces sensibles devraient être les premières à répondre aux variations climatiques locales en raison de leurs capacités de déplacements faibles et d'évolution lente. Ces espèces sont regroupées au sein de différents milieux sensibles présents dans la région Nouvelle-Aquitaine. Afin de quantifier ces réponses, les suivis de ces espèces sont accompagnés d'une étude des paramètres météorologiques récoltés à l'aide de stations météorologiques placées au cœur des habitats suivis.

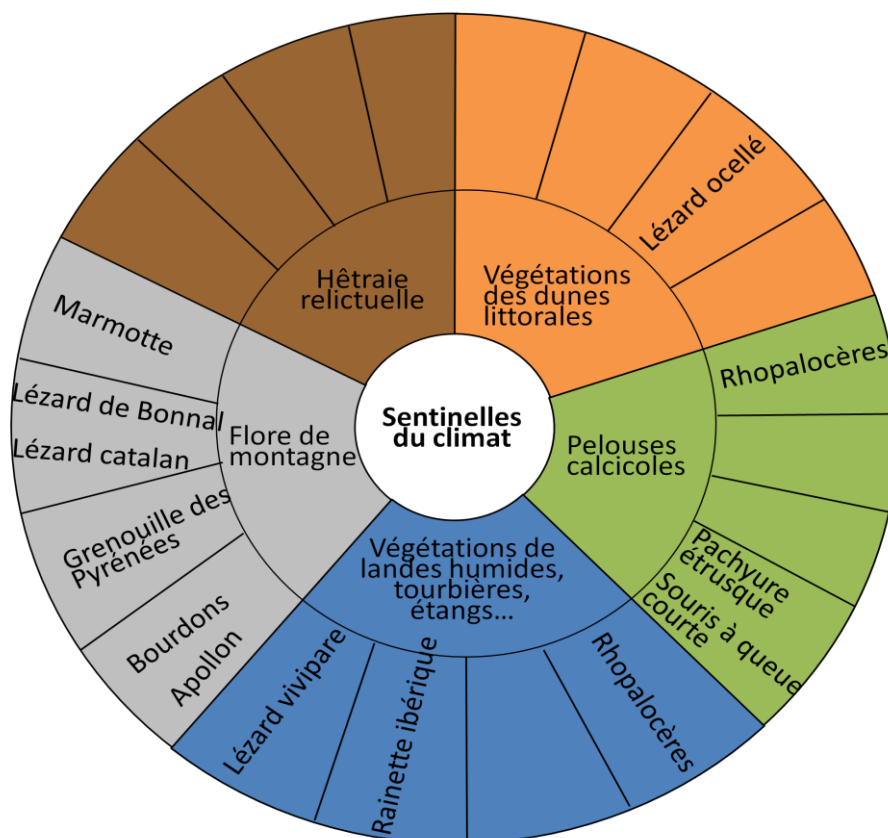


Figure 1 : Liste des espèces sentinelles répertoriées par milieux sensibles (source : Fanny Mallard. Cistude Nature. 2016).

La suite de ce rapport se concentrera sur le suivi d'un reptile présent dans les dunes littorales girondines et landaises, le Léopard ocellé (*Timon lepidus*, Daudin, 1802).

Le choix de sélectionner le Léopard ocellé comme une espèce sentinelle se justifie notamment par le fait que les reptiles sont d'excellents indicateurs de biodiversité et des modèles très intéressants dans la recherche sur le changement climatique (Kenneth Dodd. 2016, Rugiero. 2013). En effet, les espèces ectothermes dépendent exclusivement des paramètres extérieurs pour réguler leur métabolisme. Ils sont de ce fait extrêmement exposés aux perturbations climatiques (Araujo *et al.* 2006 ; Sinervo *et al.* 2010 ; Clusella-Trullas *et al.* 2011). De plus, les espèces présentant des capacités de dispersion limitées comme le Léopard ocellé trouvent des difficultés à coloniser d'autres milieux en raison de leur exigence en terme d'habitat (Hughes 2000 ; Araujo *et al.* 2006 ; Huey *et al.* 2012). Néanmoins, cette espèce méditerranéenne trouve jusqu'alors dans les dunes du littoral aquitain des conditions écologiques idéales.

Le littoral aquitain représente un territoire important de par sa longueur (226 km entre la pointe du Verdon-Sur-Mer en Gironde et l'embouchure de l'Adour dans les Landes) mais également d'un point de vue écologique. Les espèces faunistiques et floristiques présentes sur les dunes littorales sont fortement adaptés et spécialisées. Elles sont paradoxalement plus fragiles que les espèces généralistes face à des changements globaux (Afonso Silva AC *et al.* 2017). La variation des paramètres climatiques causée par une intensification de ces aléas climatiques entraînerait une modification certaine de la dynamique des habitats et des espèces qui les colonisent (Jones *et al.* 2008 ; Keith. 2006).

Pour la première année de suivi du Léopard ocellé dans le cadre du programme « Sentinelles du climat », il paraissait nécessaire de se positionner sur des facteurs en lien direct avec les caractéristiques climatiques du littoral aquitain dans l'optique d'intégrer le suivi dans cette problématique de changement climatique.

Avant la mise en place d'un important effort de prospection de 3 mois le long du littoral, une recherche sur le fonctionnement climatique et morphologique du littoral a été réalisée afin de mieux cerner les paramètres abiotiques susceptibles d'influencer certains climats locaux.

Ces différents facteurs ont permis d'identifier les zones d'installation de stations météorologiques. Ces stations ont permis la collecte des informations par heure de température et d'humidité à l'échelle des secteurs prospectés. Des analyses statistiques ont

ensuite été réalisées exclusivement sur ces données météorologiques afin de mettre en évidence la présence de microclimats le long du littoral et justifier le positionnement de ces stations.

L'association Cistude Nature a précédemment réalisé des suivis du Lézard ocellé entre 2009 et 2011. Ces suivis ont permis dans un premier temps d'actualiser considérablement les connaissances sur la répartition du Lézard ocellé sur le littoral aquitain. Dans un second temps, ils ont permis de mettre en évidence un lien entre la présence du Lézard ocellé et certains paramètres environnementaux tels que la disponibilité en gîtes : terriers de lapins, bosquets ou encore substrats d'origine anthropique (pierres et béton).

Les suivis de 2009 et 2011 ont également marqué le début de l'utilisation des premières méthodes d'occupation et d'estimation d'abondance basées sur les principes de détection certaine et de non-détection temporaire. Il est clair que ces méthodes ont démontré une efficacité en termes d'effort d'échantillonnage et de traitements statistiques concernant l'étude d'espèces non marquées (MacKenzie *et al.* 2002 ; Royle & Nichols. 2003).

Les outils permettant d'utiliser ces méthodes se sont améliorés depuis quelques années et offrent une utilisation plus aisée pour les gestionnaires. La présente étude a utilisée la méthode d'occupation à une saison (Mackenzie *et al.* 2002) et la méthode d'occupation dynamique (Mackenzie *et al.* 2003) prenant en compte les 3 années de suivi (2009, 2011 et 2017). La méthode basique N-mélange (Royle. 2004a,b) a été ensuite utilisée afin d'estimer l'abondance du Lézard ocellé sur le littoral.

Dans une logique de changement climatique, les paramètres météorologiques des placettes sont susceptibles de changer et d'entraîner une répartition différente de l'espèce (J. Foufopoulos *et al.* 2010). De plus, des variations d'abondance plus marquées que celles démontrées lors des suivis effectués entre 2009 et 2011 (Berroneau. 2012) pourraient être mises en évidence (S. López-Alcaide *et al.* 2011). Par conséquent, il semble nécessaire de répondre à une question centrale : **la répartition et l'abondance des populations de Lézard ocellé du littoral aquitain sont-ils influencés par des microclimats particuliers ?**

Plusieurs hypothèses ont donc été proposées en réponse à cette problématique selon les connaissances écologiques et comportementales du Lézard ocellé.

Hypothèse 1 : le Lézard ocellé est présent davantage dans les secteurs où l'humidité de l'air est plus importante afin de palier à la hausse des températures et à une évaporation plus intense.

Hypothèse 2 : les effets de la hausse des températures ne modifient pas la répartition et il n'y a pas de préférence notable pour un microclimat particulier.

Hypothèse 3 : la probabilité d'occupation globale est en chute et implique une diminution de la population liée à une absence d'adaptation.

Hypothèse 4 : les populations semblent se déplacer de façon générale vers le nord de l'aire de répartition.

MATÉRIELS & MÉTHODES

I. Le Lézard ocellé sur le littoral aquitain

A. Description

Le Lézard ocellé *Timon lepidus* (Daudin, 1802) est de couleur jaune verdâtre et arbore sur ses faces ventrales latérales des ocelles bleus. Il atteint une taille moyenne de 36 cm et un poids moyen de 112 g (Vacher et Geniez. 2010).



Figure 2 : Mâle Lézard ocellé en thermorégulation.

Le risque de confondre un individu adulte avec un Lézard vert (*Lacerta bilineata*) ou un Lézard des murailles (*Podarcis muralis*) est impossible. Les dimensions ainsi que les couleurs de ces deux derniers permettent de bien les différencier. Néanmoins, contacter trop furtivement le Lézard des murailles lorsqu'il présente des écailles bleues sur les flancs peut être confondu avec un juvénile de Lézard ocellé qui est plus terne que l'adulte (Berroneau. 2012).

B. Reproduction

Le Lézard ocellé est une espèce ectotherme, c'est-à-dire qu'il dépend de la température extérieure pour réguler sa température interne. Il présente un rythme d'activité cyclique en relation avec les variations climatiques saisonnières.

La saison de reproduction du Lézard ocellé s'étend du mois d'avril à la fin du mois de juin. Un pic d'activité se situe généralement au mois de mai et les femelles pondent leurs œufs (entre 5 et 25 œufs) entre la fin du mois de mai et le début du mois de juillet (Castilla & Bauwens. 1989).

À la fin du mois de septembre, les Lézards ocellés se réfugient dans leurs gîtes pour y passer l'hiver et ressortiront dans le courant du mois de mars.

La durée de vie maximale du Lézard ocellé varie entre 5 et 6 ans (Bischoff *et al.* 1984).

C. Habitat

Cette espèce typique des habitats méditerranéens occupe sur le littoral aquitain les milieux dunaires : dunes blanches, dunes grises et franche forestières (cf. Figure 3). Ces milieux lui apportent une végétation basse et de nombreuses caches tels que les terriers de lapins, les bosquets et les souches. De plus, le littoral aquitain présente sur certains secteurs les vestiges de l'occupation allemande lors de la seconde guerre mondiale. D'anciennes pistes bétonnées et des blockhaus sont colonisés par les Lézards ocellés qui leurs offrent par la même occasion des substrats optimaux pour s'insoler (Berroneau. 2012).



Figure 3 : Exemples des habitats occupés par le Lézard ocellé. De gauche à droite : dune grise ; frange forestière ; ancienne piste allemande.

D. Déplacements

Les études par radiopistage effectuées en 2010 par l'association Cistude Nature ont montré un déplacement moyen des individus de l'ordre de 30 mètres par jour au niveau des dunes. Cependant, le suivi radio télémétrique de certains individus a mis en évidence une probable extension de la population girondine en direction des dunes boisées et des forêts claires (coupe franches en milieu forestier, parfois à l'intérieur des terres à plusieurs kilomètres des dunes).

E. Répartition

Le Lézard ocellé est majoritairement présent en région méditerranéenne et montre également des populations plus faibles dans le secteur du Lot. Des reliquats de populations se trouvent isolés du noyau de répartition français sur quelques coteaux du Lot-et-Garonne, de la Dordogne, de la Charente-Maritime et sur la façade atlantique (cf. Figure 4).

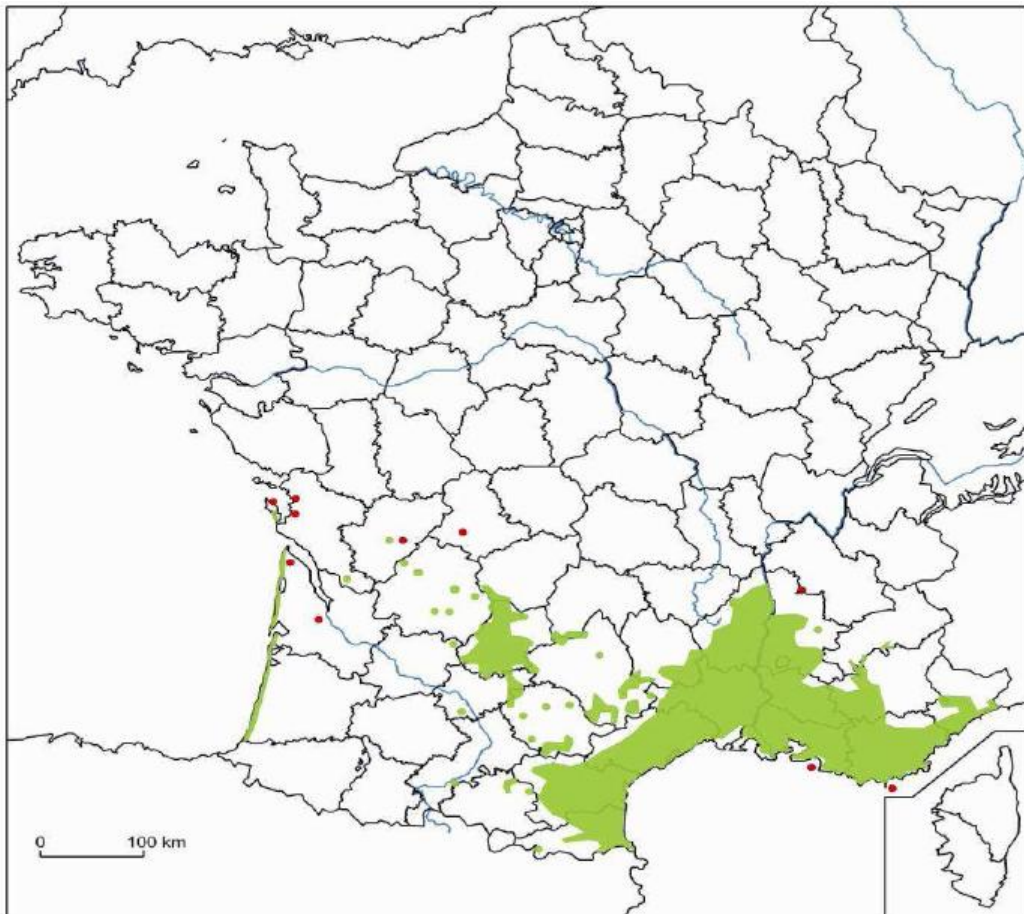


Figure 4 : Répartition du Lézard ocellé en France (source : PNA, Cheylan et Grillet. 2005).

II. Protocole d'échantillonnage

A. Positionnement des placettes

Ces placettes ont été choisies en fonction de sites historiquement connus pour accueillir le Lézard ocellé ainsi que des sites favorables à l'accueil de l'espèce le long du littoral et girondin. Le positionnement des placettes a été effectué aléatoirement à partir d'un système de maillage réalisé sous SIG par l'association Cistude Nature en 2009. Ce choix aléatoire basé sur les données de présence/absence prend en compte une répartition géographique homogène ainsi qu'une répartition par habitat (dune blanche ; dune grise ; frange forestière).

Le suivi du Lézard ocellé est basé sur un échantillon de 79 placettes de 50 m / 50 m répartis sur les littoraux girondin et landais (cf. Figure 5).

Lors de la première session de suivi, certaines placettes ont été identifiées comme défavorables et ont été déplacées de quelques mètres dans des zones présentant un milieu

favorable à l'espèce. L'objectif est d'observer l'évolution de l'habitat du Lézard ocellé, c'est pourquoi la notion de milieu favorable est primordiale dans cette étude.

Le but est d'obtenir une cartographie des sites occupés et non-occupés et de comprendre si les variations météorologiques brutales et par conséquent les variations biotiques des sites conditionnent la présence ou non du Lézard ocellé.

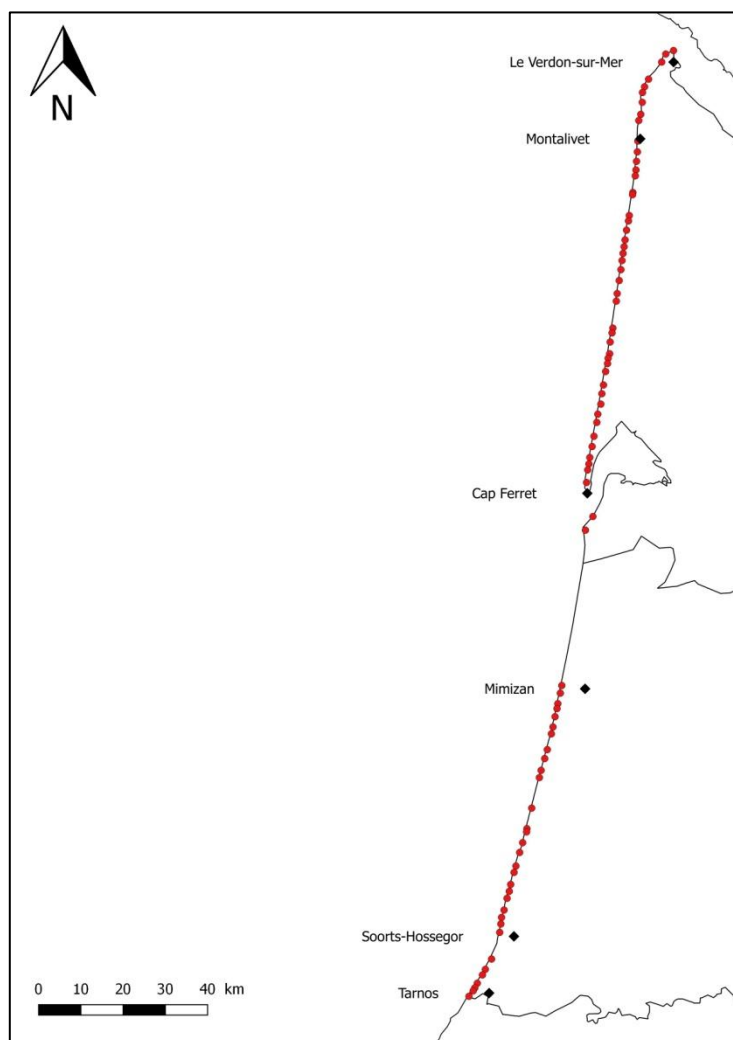


Figure 5 : Emplacement des 79 placettes (en rouge) du suivi Lézard ocellé sur le littoral aquitain.

B. Prospections des placettes

Le suivi d'une placette s'effectue sur une durée de 20 min et en 2 temps. Dans un premier temps, une observation aux jumelles en bordant la placette sans y rentrer est réalisée pendant 10 min. Dans un second temps, le relevé de l'ensemble des indices de présence indirect tels que les traces au sol, les fèces et les mues est effectué au sein de la placette (cf. Figure 6).



Figure 6 : Exemples d'indices indirects de Lézard ocellé : trace et fèces.

Trois passages sont effectués entre avril et fin juin sur chacune des placettes, avec 2 semaines d'intervalles minimum entre les passages successifs. Il a été décidé de maintenir dans la mesure du possible le même ordre de prospections afin de garder une comparaison similaire des placettes d'un passage à un autre.

Des variables divisées en deux catégories ont été relevées sur le terrain (cf. Annexe I) : les variables liées au site d'étude et les variables liées à l'échantillonnage. Les variables de site ne varient pas au cours des saisons d'échantillonnage ni au cours des différentes sessions réalisées durant une saison. Elles influent sur la probabilité d'occupation des placettes par le Lézard ocellé. Les variables d'échantillonnage changent à chaque visite et influent quant à elles sur la probabilité de détection de l'espèce.

III. Mesure de la météorologie le long du littoral aquitain

A. Identification de facteurs climatiques et morphologiques

L'installation de stations météorologiques pour le suivi du Lézard ocellé doit apporter des informations sur les variations météorologiques à une échelle locale et ainsi permettre une meilleure connaissance des paramètres abiotiques qui pourraient influencer la présence ou l'absence du Lézard ocellé sur les littoraux girondins et landais.

Dix-sept secteurs ont été sélectionnés afin de positionner les stations météorologiques. Ces 17 secteurs ont été regroupés en 8 classes de facteurs d'influences climatiques et morphologiques :

- Influence de la zone côtière basque
- Influence de la dérive littorale
- Influence des embouchures
- Influence de l'érosion

- Influence des lacs et étangs
- Influences des passes du Bassin d’Arcachon
- Influence de la pluviométrie
- Influence de la submersion

Dans un souci de clarté, la description détaillée des facteurs d’influences de chaque secteur est située en Annexe (cf. Annexe II).

B. Pose des stations météorologiques

Les dunes littorales aquitaines sont des espaces protégés et gérés en grande partie par l’Office National des Forêts (ONF). Le site de la « Côte sauvage » à Hossegor est géré quant à lui par le Conservatoire du Littoral. Avant de pouvoir poser les stations météorologiques, il était donc nécessaire d’envoyer à ces structures gestionnaires des demandes d’autorisations d’installation de matériel scientifique.

Au total, 15 stations météorologiques ont été installées à l’intérieur des placettes selon les facteurs d’influences climatiques et morphologiques, en plus des 2 stations préalablement posées en 2016 (n°10957022 ; n°10957016) (cf. Figure 7).

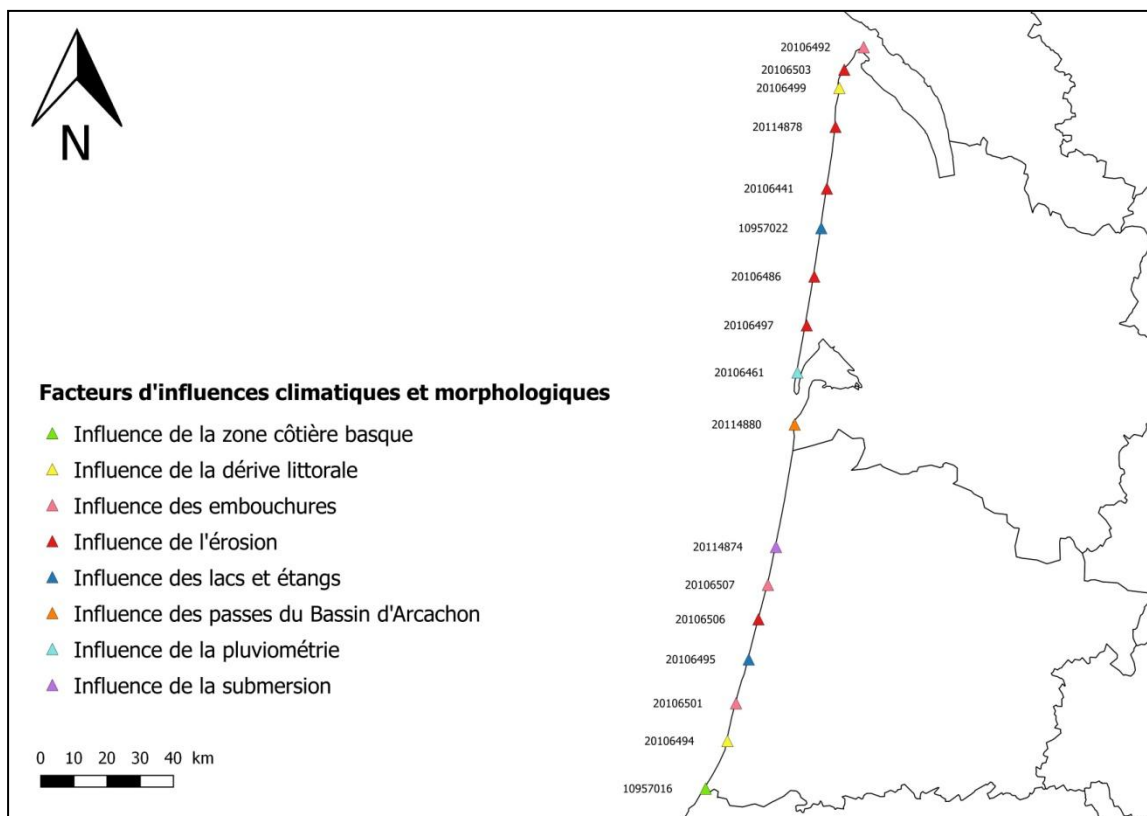


Figure 7 : Positionnement des stations météorologiques le long des littoraux girondins et landais.

Les stations météorologiques utilisées sont des stations de type HOBO U23 Pro v2 (cf. Figure 8) et récoltent des données de température et d'humidité toutes les heures. Leur périmètre de mesure s'étend sur 2 km. Les stations ont été installées au cœur des placettes de suivi sélectionnées et fixées sur un poteau à 1,40 m du sol dans un but d'homogénéité des mesures avec tous les indicateurs biologiques du programme Sentinelles du Climat.



Figure 8 : Station météorologique.

Les stations ont été placées de façon à ce qu'elles soient le moins visibles possibles de l'utilisateur lambda afin d'éviter les tentatives de vol ou de dégradation.

IV. Analyses statistiques

A. Analyses des données météorologiques

1. Comparaison des 2 stations météorologiques posées en 2016

Les données de température et d'humidité des stations météorologiques situées respectivement au sud du Porge en Gironde (n°10957022) au sud de Tarnos (n°10957016) dans les Landes ont été analysées par Fanny Mallard, coordinatrice du programme « Sentinelles du climat ». La période d'étude s'étend du 26/11/2016 au 14/06/2017. Un test de Mann et Whitney a été utilisé afin d'observer des différences significatives entre les deux stations.

2. Comparaison des 17 stations météorologiques

Une première étape de préparation des données a été faite. Les données par heure de température et d'humidité des 17 stations météorologiques du 2 mai 2017 au 2 juin 2017 ont été sélectionnées. Cette période d'un mois a été choisie afin d'obtenir des données pour

chaque station. Un test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour vérifier la normalité des variables température et humidité.

Un test de Wilcoxon signé a été ensuite utilisé afin d'observer des différences significatives de température et d'humidité entre la 2^{ème} et la 3^{ème} session (données appariées).

Enfin, un test de Kruskal-Wallis a été effectué en prenant en compte de façon indépendante les stations météorologiques, les données de températures et les données d'humidité dans le but d'observer des différences significatives entre les stations (données non-appariées).

B. Analyses des données de présence/absence

1. Prise en compte des données météorologiques

Les données de présence/absence de Lézard ocellé des placettes munies de stations météorologiques ont été comparées aux données de température et d'humidité aux heures de passage.

Deux méthodes d'analyses ont été utilisées pour comparer les résultats en vu du faible nombre d'échantillons (N=17). De plus, les observations indirectes (traces et fèces) ont été sélectionnées afin de contrebalancer la présence importante de données d'absence.

Seulement les observations de la 2^{ème} et 3^{ème} session ont pu être analysées car l'intégralité des stations météorologique n'avait pas été posée pour la 1^{ère} session (réception tardive des stations météorologiques).

La première méthode, une Analyse en Composantes Principales (ACP), a été utilisée sous le logiciel R (Version 3.3.3) via le package FactoMiner. Les données de présence/absence ont été cumulées entre la 2^{ème} et 3^{ème} session afin de créer une seule variable de présence à deux modalités, 0 et 1. L'ACP a été paramétrée avec un test de corrélation de Pearson et un dendrogramme des résultats a été commandé.

La seconde méthode qui a été choisie est la méthode d'occupation à une saison (Mackenzie et al. 2002). Cette méthode a été effectuée avec les packages unmarked et AICcmodavg du logiciel R (Version 3.3.3) en utilisant la fonction « occu() ». La méthode permet d'intégrer des covariables de sites et d'échantillonnages afin d'affiner les modèles. Les données de température et d'humidité aux heures d'observation ont été utilisées comme covariables d'échantillonnages. Les modèles ont été discriminés selon leur critère d'Aikaike (AIC) et des tests d'ajustement ont été réalisés sur les modèles au moyen d'un test du chi-deux. Les tests

d'ajustement sont développés conformément aux recommandations de MacKenzie et Bailey (2004), au moyen d'une procédure de bootstrap paramétrique.

2. Prise en compte des 79 placettes

La même méthode d'occupation à une saison (Mackenzie *et al.* 2002) a été choisie pour analyser les données de présence/absence au niveau des 79 placettes du suivi de la saison 2017. Contrairement à l'analyse précédente, seulement les observations directes ont été utilisées. Afin d'affiner les modèles, des covariables de sites et d'échantillonnages ont été testées. La sélection des covariables s'est faite sur la base des paramètres environnementaux influençant la présence du Lézard ocellé, décrits dans le Guide de conservation du Lézard ocellé en Aquitaine (Berroneau. 2012).

Les covariables de sites utilisées sont les terriers de lapin, les éléments en béton, les pierres, les blockhaus et le recouvrement de la strate buissonnante.

Les covariables d'échantillonnages utilisées sont les visites et le recouvrement nuageux.

3. Prise en compte des 3 années de suivi

La comparaison des données de présence/absence entre 2009, 2011 et 2017 a été réalisée en sélectionnant les placettes communes entre chaque année. Au total, les observations directes de 54 placettes le long du littoral ont été intégrées à la méthode d'occupation dynamique de Mackenzie *et al.* 2003. Cette méthode a été effectuée avec les packages unmarked et AICcmodavg du logiciel R (Version 3.3.3) en utilisant la fonction « `colect()` ». Les covariables de sites et d'échantillonnages sélectionnées sont les mêmes qui ont été utilisées dans l'étude des 79 placettes de suivi de 2017.

Afin d'optimiser le protocole d'échantillonnage et mesurer l'exploitabilité des données, le logiciel SODA (Guillera-Arroita *et al.* 2010) a été utilisé en comparant les résultats d'occupation de 2011 et les résultats d'occupation obtenus à la suite de la méthode d'occupation dynamique.

4. Analyse des données d'abondance

L'estimation de l'abondance des populations de Lézard ocellé pour la saison 2017 a été réalisée en utilisant la méthode basique N-mélange de Royle & Nichols. 2003. Cette méthode a été effectuée avec les packages unmarked et AICcmodavg du logiciel R.3.3.3 en utilisant la

fonction « pcount() ». Les covariables de sites et d'échantillonnages sélectionnées sont les mêmes que les méthodes d'occupation.

Une première étape de sélection de la valeur K , caractérisant le nombre maximum d'individus pouvant occuper une placette, a été réalisée. Ensuite, l'estimation de l'indice d'abondance λ a été recherchée en utilisant 3 distributions différentes : la distribution de Poisson (P), la distribution binomiale négative (NB) et enfin la distribution Zero-Inflated-Poisson (ZIP).

RÉSULTATS

I. Mise en évidence des variations météorologiques

A. Effet saisonnier

Les différences de température et d'humidité entre les stations n°10957022 et n°10957016 sont significatives (Test de Mann et Whitney. Température : $U=23340$, $p=0,004$; Humidité : $U=17016$, $p=0,006$) (cf. Figure 9 et Figure 10). De plus, ces deux paramètres montrent des différences importantes entre les deux stations durant la période hivernale. La station située à Tarnos montre l'existence d'un hiver significativement plus chaud et humide que la station en Gironde.

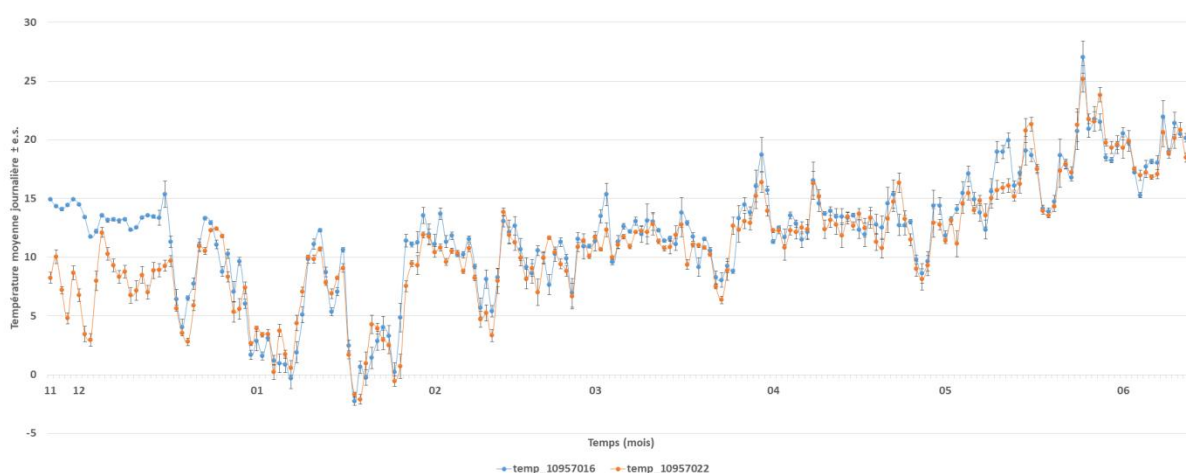


Figure 9 : Variation de température enregistrée par les stations n°10957022 et n°10957016 entre le 26/11/2016 et le 14/06/2017.

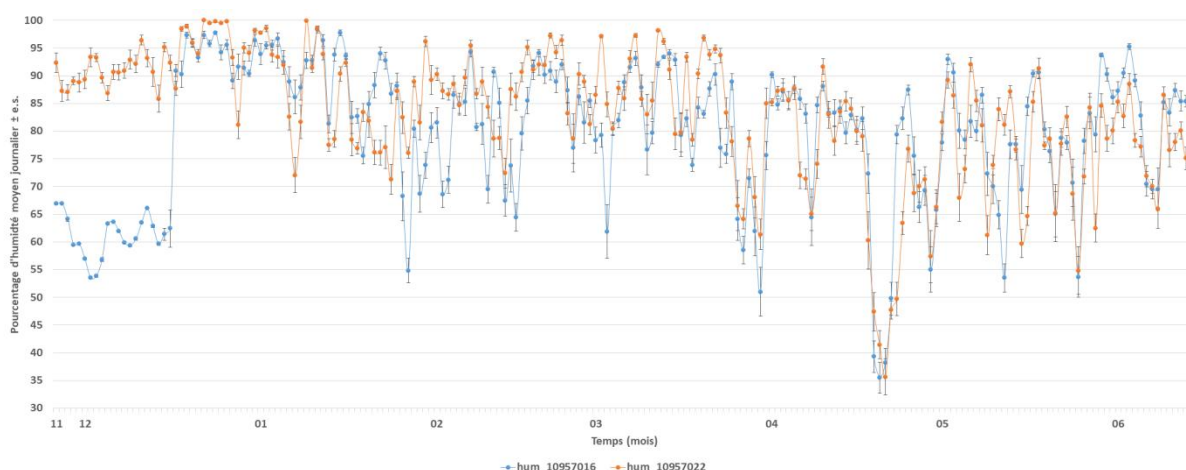


Figure 10 : Variation d'humidité enregistrée par les stations n°10957022 et n°10957016 entre le 26/11/2016 et le 14/06/2017.

B. Paramètres météorologiques homogènes

Il n'y a aucune différence significative entre les deux passages (sessions 2 et 3), ni pour les données de température, ni pour les données d'humidité (Test de Wilcoxon signé. Température : $p = 0,207$; Humidité : $p = 0,057$).

Aucune différence n'a été observée entre les différentes placettes et les paramètres météorologiques (Test de Kruskal-Wallis. $p = 0,966$).

C. Influence des paramètres météorologiques sur la présence du Lézard ocellé

Le cercle des corrélations (cf. Figure 11) de L'ACP montre que la présence du Lézard ocellé et l'humidité moyenne sont anti-corrélées. De plus, le dendrogramme (cf. Figure 12) précise l'existence de deux groupes au sein des deux dimensions. Les placettes 14, 7, 5 et 4 où la présence du Lézard ocellé est confirmée montrent effectivement des taux d'humidité moyenne les plus bas par rapport aux autres.

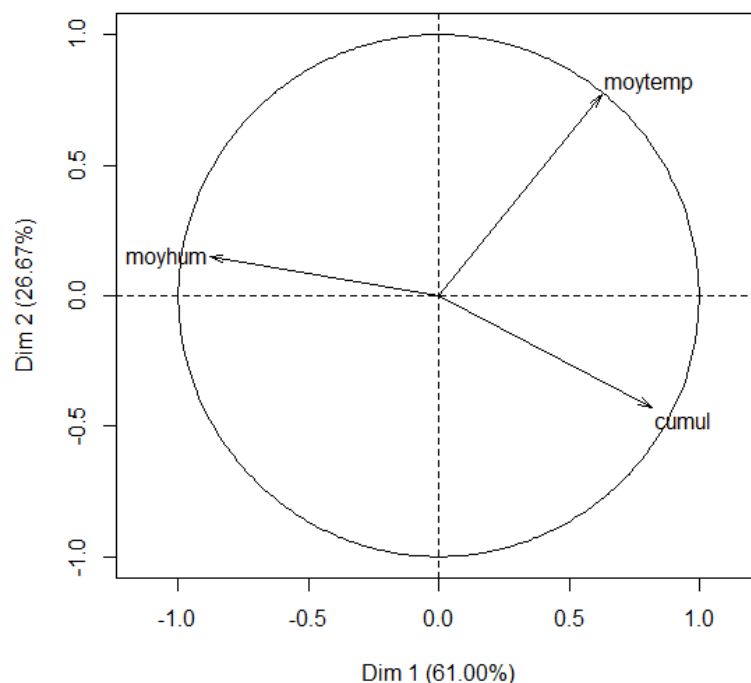


Figure 11 : Cercle des corrélations

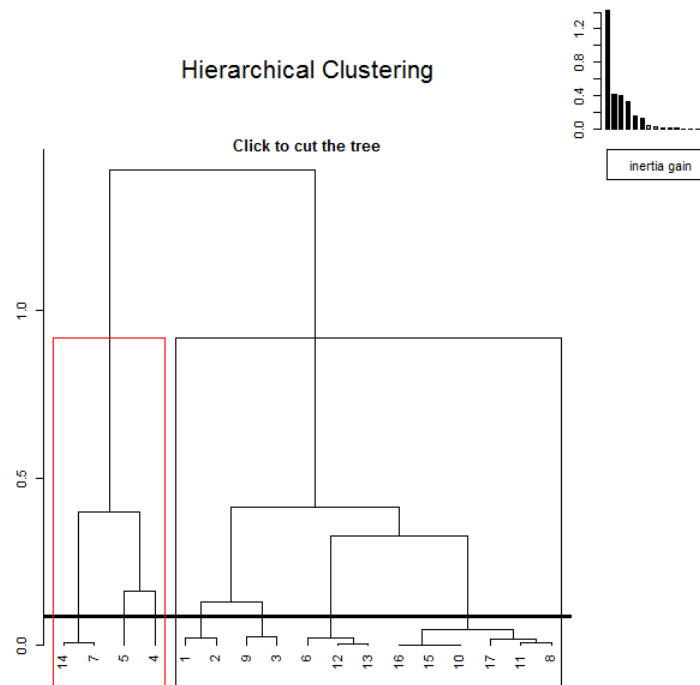


Figure 12 : Dendrogramme de l'ACP.

La méthode d'occupation à une saison (Mackenzie et al. 2002) effectuée sur les 17 placettes montre que le modèle prenant en compte l'humidité comme covariable d'échantillonnage se place en première position dans le classement d'AICc. La prédiction de la probabilité de détection selon le taux d'humidité montre une diminution de cette probabilité (cf. Figure 13). Toutefois, le test d'ajustement du modèle affiche une valeur supérieure à 1 (c-chapeau = 1,74).

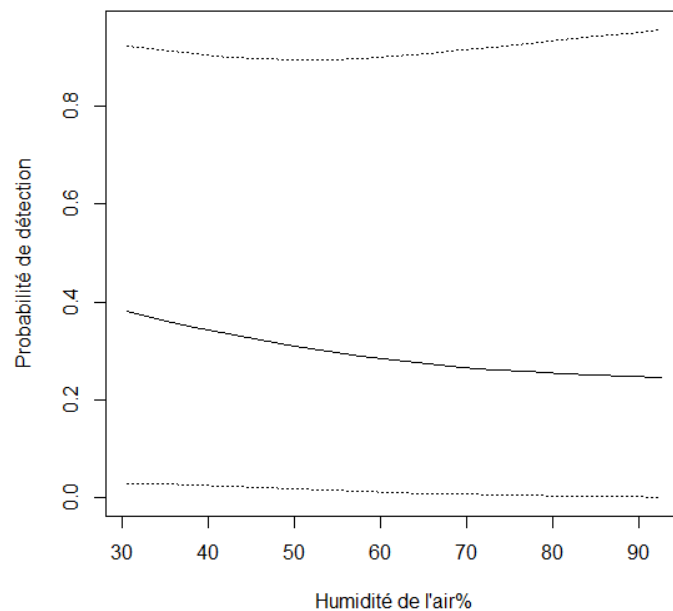


Figure 13 : Effet du taux d'humidité sur la probabilité de détection.

II. Répartition et occupation du Lézard ocellé sur le littoral

A. Maintien des noyaux de présence

La répartition des placettes confirmant la présence directe du Lézard ocellé démontre un maintien des noyaux de présence identifiés en 2011 (cf. Figure 14, Figure 15). Toutefois, aucune observation n'a été faite dans le secteur au nord de Montalivet ni au sud de Mimizan en 2017.

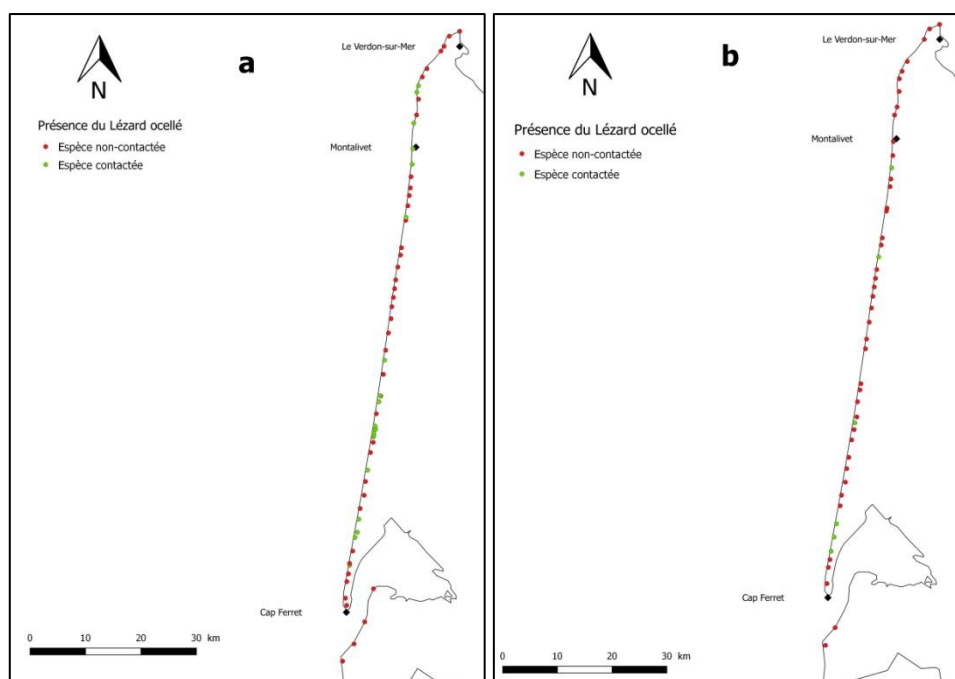


Figure 14 : Répartition du Lézard ocellé sur le littoral girondin en 2011(a) et 2017(b).

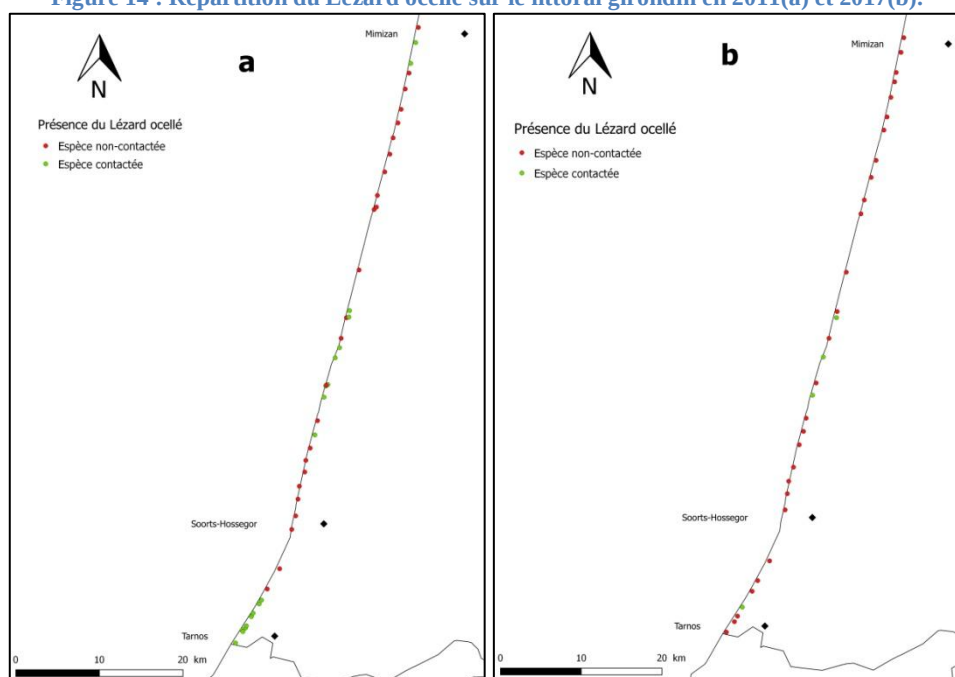


Figure 15 : Répartition du Lézard ocellé sur le littoral landais en 2011(a) et 2017(b).

B. Une détection en hausse, une occupation en baisse

1. Méthode d'occupation à une saison

Le classement des modèles en fonction de leur critère d'AICc (cf. Tableau 1) fait ressortir 3 modèles présentant un niveau élevé de soutien empirique ($\Delta < 2$). Le modèle $p(\cdot), \psi(\text{pierres})$ (cf. Tableau 2) figure comme le modèle le plus ajusté (p valeur = 0,59 ; $\hat{c} = 0,89$).

Tableau 1 : Classement des modèles selon leur critère d'AICc.

modèles	AICc	Delta_AICc
$p(\cdot), \psi(\text{pierres})$	99.81	0.00
$p(\text{visites}), \psi(\text{pierres})$	100.49	0.68
$p(\cdot), \psi(\text{terriers})$	101.49	1.2

Tableau 2 : Probabilités de détection et d'occupation ($\pm$ l'erreur standard (SE)) du modèle $p(\cdot), \psi(\text{pierres})$.

modèle	p	SE	psi	SE
$p(\cdot), \psi(\text{pierres})$	0.531	0.0994	0.169	0.0748

Sur l'ensemble du littoral, la probabilité d'occupation des placettes pour la saison 2017 est de $0,17 \pm 0,075$. En d'autre terme, 17 % des placettes prospectées seraient occupées par le Lézard ocellé. De plus, il y a 53 % de chance de détecter l'espèce sur les placettes où il est effectivement présent.

2. Méthode d'occupation dynamique

Le classement des modèles en fonction de leur critère d'AICc (cf. Tableau 3) fait ressortir 2 modèles présentant un niveau élevé de soutien empirique ($\Delta < 2$). La variable « beton&blockhaus » correspond au nombre de substrats bétonnés présents au sein d'une placette. La variable « recouvrementbuisson » caractérise le recouvrement en pourcentage de la strate buissonnante. Le modèle $p(\cdot), \psi(\text{betblo}), \epsilon(\cdot), \gamma(\cdot)$ (cf. Tableau 4) apparaît comme le modèle le plus ajusté (p valeur = 0,414 ; $\hat{c} = 1,04$).

Tableau 3 : Classement des modèles selon leur critère d'AICc.

modèles	AICc	Delta_AICc
$p(\cdot), \psi(\text{beton\&blockhaus}), \epsilon(\cdot), \gamma(\cdot)$	288.31	0.00
$p(\cdot), \psi(\text{recouvrementbuisson}), \epsilon(\cdot), \gamma(\cdot)$	289.99	1.69

Tableau 4 : Probabilités de détection (p), d'occupation (psi), d'extinction (epsilon) et de colonisation (gamma) ($\pm$ l'erreur standard (SE)) du modèle p(.),psi(betblo),epsilon(.),gamma(.).

modèle	p	SE	psi	SE	epsilon	SE	gamma	SE
p(.), psi(betblo), epsilon(.), gamma(.)	0.548	0.0571	0.429	0.142	0.347	0.0976	0.0508	0.0324

La probabilité d'occupation est ici de $0,43 \pm 0,142$. Ce résultat est en baisse par rapport à la probabilité d'occupation obtenue en 2011 qui était de $0,52 \pm 0,06$ (N. Wisniewski. 2011). La probabilité de détection montre quant à elle une augmentation comparée à la saison 2011. Effectivement, la probabilité de détection en 2011 était de $0,45 \pm 0,06$ alors qu'elle est estimée à $0,55 \pm 0,057$ en 2017. À noter que cette probabilité de détection est relativement proche de celle obtenue avec la méthode d'occupation à une saison.

La probabilité d'extinction affiche une estimation de $0,35 \pm 0,098$. Ce qui signifie que 35 % des sites occupés lors des suivis précédents ne le seraient plus aujourd'hui.

III. Estimation de l'abondance

A. Recherche de la valeur optimale de K

Pour chaque distribution (P, NB et ZIP) le modèle prenant uniquement en compte les visites comme covariable d'échantillonnage se positionne en première position au classement des critères d'AICc.

Concernant le choix de la valeur de K par rapport à la variation de l'indice d'abondance lambda, la distribution de Poisson n'est pas convenable (lambda ne varie pas). Pour les distributions NB et ZIP, l'indice d'abondance lambda varie avant d'atteindre un pallier. Avec une distribution NB, lambda atteint un plafond quand $K = 8$ (cf. Figure 16) alors qu'avec une distribution ZIP, lambda devient constant à partir de $K = 7$ (cf. Figure 17).

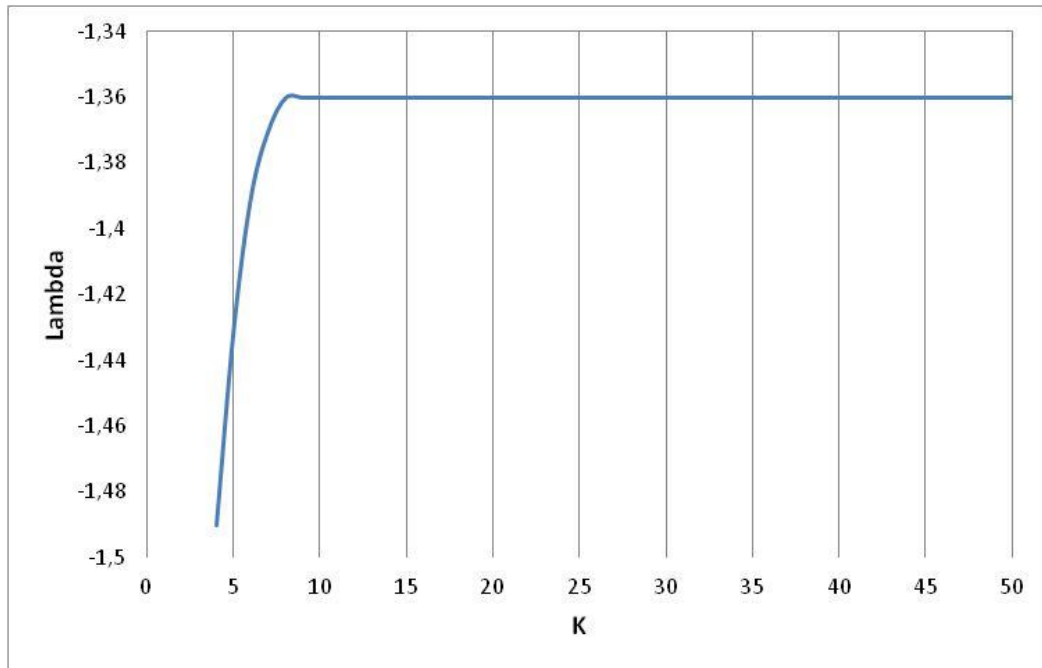


Figure 16 : Variation de l'indice d'abondance lambda en fonction de la valeur de K avec une distribution NB.

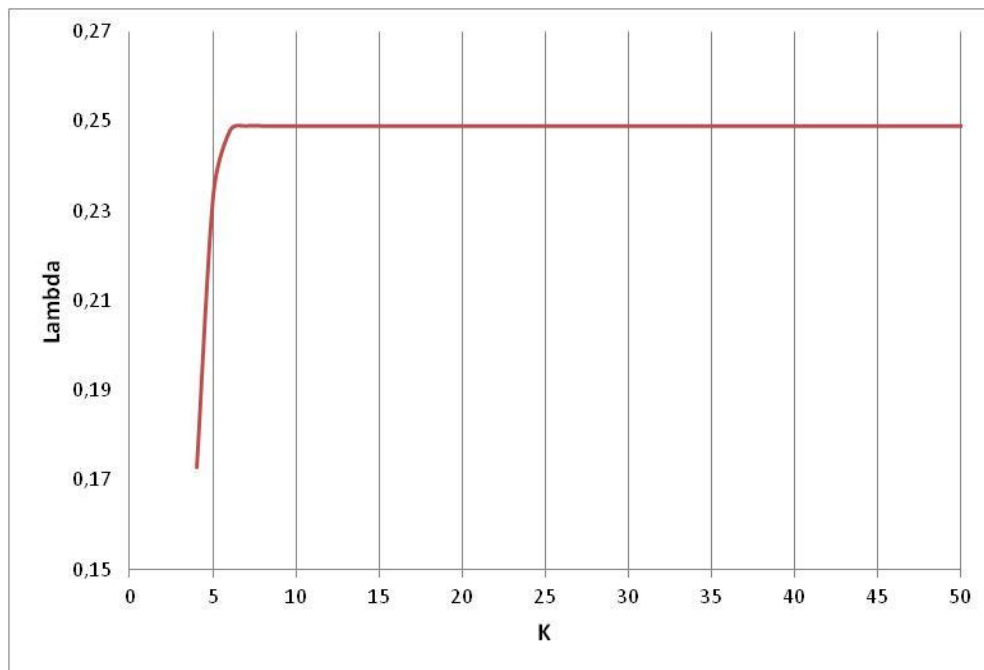


Figure 17 : Variation de l'indice d'abondance lambda en fonction de la valeur de K avec une distribution ZIP.

Le test de Kolmogorov-Smirnov prouve que les distributions des deux échantillons sont significativement différentes (Test de Kolmogorov-Smirnov. $D = 1$; $p < 0,0001$).

Pour la suite des résultats, les modèles avec visites ont une valeur de K égale à 8.

B. Une densité de population en diminution

La discrimination par le critère d'AICc du modèle avec visites selon les 3 distributions différentes montre que le modèle utilisant la distribution de Poisson n'est pas adapté ($\Delta > 4$). Les modèles avec visites calculés avec les distributions NB et ZIP présentent un niveau élevé de soutien empirique ($\Delta < 2$) (cf. Tableau 5). Malgré la meilleure position du modèle ZIP au classement du critère d'AICc, le test d'ajustement du χ^2 effectué par bootstrap paramétrique (cf. Tableau 6) montre que le modèle NB présente le moins de surdispersion (c-chapeau plus proche de 1). C'est pourquoi, il a été choisi de présenter les estimations pour les deux distributions.

Tableau 5 : Comparaison des critères d'AICc et de l'estimation des indices d'abondance lambda des modèles NB et ZIP ($\pm$ l'erreur standard (SE)).

modèle avec visites lambda(.),p(visites)	AICc	Delta_AICc	lambda	SE
ZIP	134,68	0,00	0,238	0,097
NB	135,07	0,39	0,257	0,122

Tableau 6 : Résultats du test d'ajustement du χ^2 par bootstrap paramétrique.

modèle avec visites lambda(.),p(visites)	p valeur	c-chapeau
ZIP	0,12	1,21
NB	0,32	1,09

Les indices d'abondance lambda et les erreurs standards convertis à l'hectare donnent les résultats suivants :

- Pour une distribution NB, la densité de Léopard ocellé sur le littoral aquitain est de $1,03 \pm 0,49$ individus/ha.
- Pour une distribution ZIP, la densité de Léopard ocellé sur le littoral aquitain est de $0,95 \pm 0,39$ individus/ha.

De manière générale, ces résultats montrent une diminution de l'abondance par rapport à l'année 2011 qui affichait une densité de $1,72 \pm 0,36$ individus/ha.

DISCUSSION

I. Paramètres climatiques

Le travail d'identification des facteurs d'influences climatiques et morphologiques le long du littoral est basé sur un nombre de facteurs qui n'est pas assez conséquent pour pouvoir les analyser statistiquement. Néanmoins, ce travail a permis d'intégrer les caractéristiques du littoral dans l'étude du Lézard ocellé.

Les différences de température et d'humidité lors de la période hivernale sont intéressantes. En effet, il sera bon d'observer ces variations hivernales sur l'ensemble des stations météorologique l'an prochain. Ces informations montreront si les variations sont de la même ampleur tout le long du littoral ou si une limite se dessine entre le nord et le sud. Les effets de la saisonnalité sont d'une importance capitale dans la problématique du changement climatique (Henle *et al.* 2008). Des variations de températures différentes durant la même période mais dans des zones géographiques distinctes peuvent avoir des répercussions sur la phénologie des espèces (Bairlein & Winkel 2001, Fitter & Fitter 2002). Chez les reptiles, une avancée de la période d'activité de la Vipère aspic (*Vipera aspis*) a pu être décrite (Rugiero *et al.* en 2014). Une espèce que l'on trouve dans le même habitat que le Lézard ocellé sur le littoral aquitain. De plus, des variations phénologiques chez plusieurs reptiles d'affinité méditerranéenne ont également été mises en évidence (Prodon *et al.* 2017).

La période d'activité du Lézard ocellé débute généralement au début du mois de mars mais le suivi ne commence qu'à partir du mois d'avril. Il serait donc utile de réaliser chaque année des prospections de certains secteurs en Gironde et dans les Landes dès le début du mois de mars pour observer les premiers individus et ainsi suivre l'évolution de la phénologie des populations. Pour cela, il serait nécessaire d'identifier quelques placettes qui serviront à suivre cette phénologie. De plus, cela permettrait aux personnes chargées du suivi de mieux appréhender le milieu et les déplacements au sein des placettes pour la première session en avril.

En ce qui concerne les informations météorologiques obtenues durant la période d'activité du Lézard ocellé, il est clair que des analyses basées sur une seule année de suivi ne permettent pas de mettre en évidence des résultats probants. Ce n'est qu'à partir de plusieurs années que les données seront véritablement exploitables et que des variations climatiques pourront

certainement ressortir. Pour le moment, ces données sont toutefois utiles pour mettre en relation la détection du Lézard ocellé avec les paramètres météorologiques de son habitat.

Ces stations météorologiques sont bien entendu utilisées pour récolter les données de température et d'humidité de l'air à l'échelle de l'habitat, et ainsi mettre en évidence de possibles microclimats. Néanmoins, il faut également prendre en compte que l'activité d'un reptile n'est pas seulement dépendante des conditions climatiques. Une grande part de son activité est liée à son environnement direct (Kenneth Dodd. 2016), c'est-à-dire, la nature et les caractéristiques du sol en surface et en profondeur, ainsi que la nature des substrats utilisés pour la thermorégulation.

Une étude réalisée par Graee *et al.* en 2012 montre que l'utilisation de stations météorologiques installées à environ 1 mètre du sol ne permet pas d'apporter des données suffisantes pour étudier la réponse des espèces face au changement climatique. Effectivement, ils montrent la nécessité de développer les études liées à la température du sol qui est le premier élément en contact avec l'espèce. Les différences de température entre le sol et l'air située 1 mètre au dessus peuvent être assez grandes. Il est donc nécessaire de réfléchir à analyser ces paramètres afin de dissocier les variables climatiques et les variables environnementales. Ceci permettra d'observer s'il y a bien un effet significatif des variations climatiques sur la présence du Lézard ocellé au sein de son habitat.

Dans ce sens, le suivi du Lézard ocellé devait être couplé avec une étude écophysiologique dès 2017 ; cette étude visant à modéliser les variations thermiques d'un Lézard ocellé lorsqu'il se trouve sous et à la surface du sol. L'étude n'a pas pu être mise en place en même temps que le suivi des placettes mais il sera essentiel d'intégrer les résultats du suivi 2017 dans cette étude.

La pose des stations météorologiques n'a pas pu être réalisée avant le début du suivi des placettes ce qui a compromis l'obtention de données météorologique pour la Gironde lors du premier passage. Lors de ce premier passage en Gironde, les placettes situées au nord de Montalivet n'ont montrée aucune observation directe et indirecte de Lézard ocellé malgré des conditions météorologiques optimales. Les individus situés au nord du littoral aquitain pourraient montrer une activité plus tardive par rapport au reste du littoral, ce qui renforcerait le besoin d'observer la phénologie de l'espèce sur ce territoire. L'utilisation d'un anémomètre lors des 3 passages en complément des données continues de température et d'humidité

permettrait d'avoir des données météorologiques locales et ponctuelles en correspondance avec les passages de prospection en cas de panne d'une station.

L'humidité semblerait influencer négativement sur la présence du Lézard ocellé. Cette information paraît logique à la vue de l'affinité de l'espèce pour les milieux secs et steppiques (PNA Lézard ocellé. 2010). Quatre placettes ont été mises en évidence par rapport au facteur humidité et aux données d'observations. Toutefois, les données continues récoltées entre le 2 mai 2017 et le 2 juin 2017 sur les 17 placettes ne montrent pas de taux d'humidité significativement bas, ce qui ne permet pas d'affirmer la présence d'un microclimat sec au niveau des 4 placettes identifiées. Ce facteur reste tout de même important à suivre, car du taux d'hygrométrie dépendra la flore dunaire et donc les habitats d'accueil potentiels du Lézard ocellé.

Les données continues de température et d'humidité permettent d'avoir une image globale des variations tout le long de l'année. Ces données permettent également d'étudier les observations du Lézard ocellé avec les paramètres thermiques et hydrométriques des jours précédents. Une information très utile sachant l'influence des conditions météorologiques des jours précédant la prospection sur l'activité de l'espèce (Natural England TIN102. 2011). Cette démarche permet d'affiner l'influence des variations météorologique sur l'activité de l'espèce.

Cependant, le risque que les stations météorologiques dysfonctionnent est bien réel. Une station météorologique utilisée pour un autre suivi n'a pas enregistré de données. De plus, un aléa climatique intense peut endommager la station (la force du vent et l'humidité peuvent fragiliser les vis). Il ne faut pas négliger non plus la manipulation ou la dégradation de certaines stations dans les secteurs où le passage de touristes sur le littoral ne peut être évité. Les déplacements au niveau des stations sont limités et le risque qu'une sonde n'enregistre pas correctement les données doit être contrôlé.

Néanmoins, la vérification du bon fonctionnement de la sonde à chaque passage paraît délicate à appliquer sur l'ensemble des sites de suivi. Le protocole de récupération des données est optimisé pour que le transfert des données se fasse le plus facilement possible. Un système lumineux permet de suivre le transfert des données mais il ne donne aucune information sur l'état des données enregistrées. Le seul moyen de vérifier la qualité de ces

données est d'apporter un ordinateur sur le site de suivi, ce qui est peu pratique lorsque les déplacements entre certaines placettes se font en vélo.

II. Protocole d'échantillonnage

Le déplacement des placettes qui ne présentaient pas un habitat favorable pour le Lézard ocellé est une information qu'il ne faut pas négliger. Ces déplacements sont un indicateur de l'érosion ou d'une perturbation anthropique. Dans le premier cas, cela peut apporter des informations sur l'absence d'individus anciennement présents. Concernant les perturbations anthropiques comme l'agrandissement d'un parking, le déplacement est nécessaire pour pouvoir dissocier un possible effet du changement climatique avec l'impact de la disparition ou de la dégradation d'un milieu.

Les observations effectuées sur les placettes situées au sud de Tarnos ne sont pas représentatives de la densité importante de Lézard ocellé connu dans ce secteur. En effet, aucun individu n'a été observé sur ces placettes. Le déplacement entre les deux placettes au sud de Tarnos permet par contre de se rendre compte d'une réelle densité sur ce secteur. En observant ce phénomène, la méthode de suivi peut être débattue. Il est clair que dans ce secteur l'utilisation d'un transect permettrait d'obtenir une meilleure représentation de la densité. Néanmoins, cette technique ne peut être appliquée à l'ensemble du littoral car trop chronophage compte tenu du nombre de placettes à prospecter en 3 mois. De plus, la méthode des placettes de 50m/50m apporte un ratio intéressant entre le temps d'observation et l'identification des données sur l'habitat que la méthode des transects ne peut offrir. Connaissant la territorialité du Lézard ocellé, cette méthode des placettes apporte moins de garanties d'observation que la méthode des transects. Effectivement, il est rare de rencontrer de nombreux individus regroupés en un seul endroit (Vicente. 1989). Toutefois, l'accumulation des données d'occurrence d'année en année permettra certainement de gommer cet inconvénient.

D'autre part, un juvénile a été observé à environ 600 m des dunes au sein de la forêt de pins dans le secteur de Carcans en Gironde. La présence de ce juvénile peut être due à une dispersion importante de l'individu ou alors à un déplacement depuis une coupe forestière située à proximité. La deuxième hypothèse se base sur l'étude par radiopistage de plusieurs individus réalisée par Cistude Nature en 2011. Cette étude a mis en évidence les forêts claires et les dunes boisées comme des habitats utilisés par le Lézard ocellé (Berroneau. 2012).

Le positionnement de placettes à l'intérieur de coupes forestières serait une piste intéressante pour confirmer cette extension. Cela changerait également les potentialités de migration du Lézard ocellé face au changement climatique. Grâce aux résultats obtenus avec le logiciel SODA et en analysant le temps nécessaire à la réalisation de cette saison de suivi, l'ajout d'une dizaine de placettes n'affecterait pas l'exploitabilité des résultats et demanderait seulement deux journées de prospection supplémentaires par session.

III. Méthodes d'occupation et N-mélange

Sur l'ensemble du littoral, les noyaux de présence identifiés en 2009 et en 2011 n'ont pas changés à l'exception du nord du littoral girondin (nord de Montalivet) où aucune observation directe n'a été faite en 2017. Cette dynamique suivrait le phénomène de repli vers le sud du Lézard ocellé décrit par Thirion *et al.* en 2002 à cause du phénomène important d'érosion subit ces dernières années sur la pointe du Verdon (Bulteau. 2014). Toutefois, la présence d'indices indirects au niveau de 2 placettes situées au sud de l'anse du Gulp laisse supposer que des individus occupent encore ce secteur.

La méthode d'occupation à une saison effectuée sur les 79 placettes montre une probabilité d'occupation de 0,17 et une probabilité de détection de 0,53. Cette probabilité d'occupation semble sous-estimer la présence du Lézard ocellé sur le littoral. Les calculs ont été réalisés sur la base du faible nombre d'observations directes (19), ce qui peut expliquer ce résultat très en dessous de la valeur attendue. La méthode d'occupation à une saison prenant en compte les observations indirectes certaines et incertaines (traces et fèces) montre à l'inverse une probabilité d'occupation relativement élevée ($\psi = 0,67$), ainsi qu'une faible probabilité de détection ($p = 0,28$).

Cette opposition de résultats est à comparer avec les histoires de détection lorsqu'elles sont directes et indirectes. En effet, lorsqu'un individu est détecté une première fois, il est souvent détecté lors des passages suivants du fait du caractère territorial de l'espèce. Contrairement aux traces et aux fèces qui ne sont pas systématiquement observées à chaque passage. Il est clair que la méthode utilisant les observations directes démontre plus de solidité par rapport à la méthode basée sur les indices de présence. La prise en compte des indices de présence n'évalue pas les placettes de la même manière dans la mesure où les traces sont visibles seulement sur substrat sableux et indétectables lorsqu'il y a de la végétation, des pierres ou des blocs de béton et hors épisodes pluvieux et/ou venteux.

La méthode d'occupation dynamique a permis de mettre en évidence une diminution des placettes occupées tout en révélant une augmentation de la probabilité de détection. Malgré l'utilisation d'un nombre de placettes plus restreint pour analyser les données d'occurrence des différentes années, les résultats semblent plus appropriés que ceux des méthodes d'occupation à une saison. Cette diminution peut être expliquée par les importantes tempêtes survenues en 2014 sur le littoral et en particulier dans la partie nord (Bulteau. 2014). L'érosion intense de certaines parties dunaires aurait dégradé l'habitat d'individus qui n'auraient pas réussi à survivre.

Avec une variation importante des naissances chaque année (5 à 25 œufs), la méthode d'occupation dynamique paraît la plus appropriée d'un point de vue écologique pour prendre en compte cet aspect (Kéry & Chandler. 2016). De plus, cette méthode semble la plus indiquée pour analyser l'influence de la température et de l'humidité sur la présence du Lézard ocellé sur le long terme. De nombreuses études ont montré l'efficacité de ces méthodes d'occupation dans le but d'analyser la distribution d'une espèce mais elles restent toutefois limitées concernant la prédiction des effets du changement climatique (Kéry *et al.* 2013) sur la biodiversité. Cette approche de modélisation est plus complexe et demande une intégration plus poussée de la niche écologique de l'espèce.

Les résultats obtenus concernant l'abondance du Lézard ocellé sur le littoral aquitain montrent une diminution de 33 à 46 % de la densité par rapport aux suivis précédents. Ce résultat inquiétant est à relativiser car le modèle utilisé ne prenait pas en compte les observations indirectes qui prouvent la présence d'autres individus sur le littoral.

La recherche d'une valeur optimale de K est très importante afin d'estimer correctement l'abondance (Dennis *et al.* 2015). De plus, l'utilisation des distributions NB et ZIP sont intéressantes lorsque les données présentent de nombreux zéros. Le modèle NB montre un résultat moins alarmant que la méthode ZIP mais la méthode NB présente des limites d'ajustement sous le package unmarked (Kéry & Royle. 2015). La méthode ZIP quant à elle est une alternative très intéressante lorsque les données présentent de nombreux zéros cependant ce principe peut donner des valeurs d'abondance irréalistes (Joseph *et al.* 2009). Il faut donc interpréter ces résultats avec précautions et ne jamais oublier les caractéristiques écologiques de l'espèce.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette première année de suivi dans le cadre du programme Sentinelles du climat permet de faire l'état des lieux de la situation du Lézard ocellé sur le littoral après 6 ans sans suivis. Les résultats interpellent avec la diminution de placettes occupées ainsi qu'une chute de l'abondance. Toutefois, l'utilisation de méthodes dynamiques d'occupation (Mackenzie *et al.* 2003) et d'abondances (Dail & Madsen. 2011) apportera, au fil des saisons de suivi, des estimations de plus en plus fiables et réalistes.

Le même constat est observé concernant les données météorologiques. Il est évident que dans un contexte de climat hyperocéanique, les variations météorologiques enregistrées sur une période de 2 mois ne suffisent pas à établir des interprétations solides et significatives. L'installation des stations météorologiques et l'analyse des premières données ont permis d'amener une réflexion au niveau du protocole d'échantillonnage afin de l'optimiser.

À la vue de ces résultats, l'enjeu majeur du programme Sentinelle du climat est de s'inscrire sur le long terme. En effet, les réponses de certaines espèces face à des variations climatiques ne peuvent être observables à court terme (Lindenmayer *et al.* 2012). De plus, un retard peut exister entre ces réponses et l'observation des perturbations (Menéndez *et al.* 2006). C'est pourquoi, la mise en place d'outils et de méthodes adaptées à l'étude des réponses du Lézard ocellé est nécessaire.

Malgré l'efficacité des méthodes d'occupation dans l'analyse de la distribution d'espèces, elles demeurent limitées pour prédire les effets du changement climatique. Bezeng *et al.* ont utilisé en 2017 une méthode de modélisation de niche écologique (ENM) à partir de données d'occurrence et de projections climatiques futures. Cette méthode statistique demande une importante masse de données afin d'obtenir des résultats robustes. Pour la durée du programme Sentinelles du climat, cette démarche ne semble pas applicable mais elle représente une piste à explorer afin de développer des outils de modélisation à l'échelle du littoral aquitain pour le Lézard ocellé.

La prise en compte de la phénologie du Lézard ocellé est également un axe important à développer. Dans un premier temps, l'analyse des variations de la période d'activité à travers l'utilisation de méthode GLM (Prodon *et al.* 2017) serait à approfondir. Dans un second

temps, le travail avec un réseau collaboratif d'observateurs (Griffiths *et al.* 2015) permettrait une meilleure visibilité de la phénologie.

L'étude des modifications de l'habitat du Lézard ocellé tend à se positionner sur des méthodes de caractérisation de l'habitat. La synsystème utilise les associations végétales pour caractériser un habitat. Cette classification permet notamment d'apporter de nombreuses informations environnementales et de mieux comprendre le fonctionnement du milieu. Le suivi des associations végétales montre une approche évolutive et dynamique de l'habitat intéressante à prendre en compte dans un contexte de changement climatique. Doré *et al.* en 2011 avaient utilisé les associations végétales présentes sur les sites de suivi du Lézard ocellé comme variable de site dans leur modèle d'occupation. Aucune relation n'avait pu être mise en évidence avec la présence du Lézard ocellé.

Néanmoins, il serait judicieux de tester cette approche pour le littoral aquitain. Sans réaliser de nouveaux relevés, l'utilisation du travail effectué par le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (partenaire du projet Sentinelles du climat) sur les végétations des dunes littorales non-boisées d'Aquitaine en 2015 permettrait d'identifier les associations végétales présentes au sein des placettes et ainsi implanter ces données dans les analyses statistiques (méthode d'occupation et modélisation).

Enfin, Moreno-Rueda *et al.* ont montré en 2012 que le mouvement de plusieurs espèces de reptiles en direction du nord, en réponse au changement climatique pourrait signifier que la probabilité d'extinction associée à la hausse des températures serait plus faible que prévu. Toutefois, cet aspect pourrait être expliqué par le fait que la réponse des reptiles n'est pas nécessairement liée à leur capacité de dispersion et peut être contrainte par des barrières géographiques. La faible présence du Lézard ocellé au nord du littoral aquitain, associée à l'existence de nombreux courants se déversant dans l'océan Atlantique le long du littoral pourrait confirmer cette hypothèse de barrière géographique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Afonso Silva, Ana C., Jason G. Bragg, Sally Potter, Carlos Fernandes, Maria Manuela Coelho, et Craig Moritz. 2017. « Tropical Specialist vs. Climate Generalist: Diversification and Demographic History of Sister Species of *Carlia* Skinks from Northwestern Australia ».

Araújo M.B., Thuiller W., Pearson R.G., 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *J. Biogeogr.*, 33, 1712-1728.

Bairlein, F. & Winkel, W. 2001. Birds and Climate Change. In Lozán, J.L., Grassl, H. & Hupfer, P. (eds) *Climate of the 21st Century: Changes and Risks*: 278–282. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.

Berroneau Matthieu 2012 - Guide technique de conservation du Lézard ocellé en Aquitaine. Association Cistude Nature. 180 p.

Bezeng, Bezeng S., Solomon G. Tesfamichael, et Buddhi Dayananda. 2017. « Predicting the effect of climate change on a range-restricted lizard in southeastern Australia ». *Current Zoology*. Consulté le août 30. doi:10.1093/cz/zox021.

Bischoff, W., Böhme, W., Cheylan M., 1984 – *Lacerta lepida*, Daudin 1802. In *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. 2 (I).

Bulteau T., Mugica J., Mallet C., Garnier C., Rosebery D., Maugard F., Nicolae Lerma A., Nahon A. avec la collaboration de Millescamps B. (2014) – Evaluation de l’impact des tempêtes de l’hiver 2013-2014 sur la morphologie de la Côte Aquitaine. Rapport final. BRGM/RP-63797-FR, 68 p., 138 fig., 8 tab., 2 ann.

CAMPBELL BIOLOGY, 9th edition by Jane Reece ; Lisa Urry ; Michael Cain ; Steven Wasserman ; Peter Minorsky ; Robert Jackson, Copyright © 2011 by Pearson Education, Inc., publishing as Pearson Benjamin Cummings, 1301 Sansone St., San Francisco, CA 94111.

Castilla, A. M. & Bauwens, D. (1989). Reproductive characteristics of the lacertid lizard *Lacerta lepida*. *Amphibia–Reptilia* 10, 445–452.

Ceballos G. et al, 2015. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.*, 1, e1400253.

Clusella-Trullas, Susana, Tim M. Blackburn, et Steven L. Chown. 2011. « Climatic Predictors of Temperature Performance Curve Parameters in Ectotherms Imply Complex Responses to Climate Change ». *The American Naturalist* 177 (6): 738–51. doi:10.1086/660021.

Dail, D., et L. Madsen. 2011. « Models for Estimating Abundance from Repeated Counts of an Open Metapopulation ». *Biometrics* 67 (2): 577–87. doi:10.1111/j.1541-0420.2010.01465.x.

Davis M.B., Shaw R.G., 2001. Range Shifts and Adaptive Responses to Quaternary Climate Change. *Science*, 292, 673-679.

Dennis, Emily B, Byron JT Morgan, et Martin S Ridout. 2015. « Computational Aspects of N-Mixture Models ». *Biometrics* 71 (1): 237-46. doi:10.1111/biom.12246.

Doré, F., Grillet, P., Thirion, J., Besnard, A. & Cheylan, M. (2011) Implementation of a long-term monitoring program of the ocellated lizard (*Timon lepidus*) population on Oleron Island. *Amphibia-Reptilia*, 32, 159–166.

Feehan J., Harley M., van Minnen J., 2009. Climate change in Europe. 1. Impact on terrestrial ecosystems and biodiversity. A review. *Agron. Sustain. Dev. EDP Sci.*, 29, 409-421.

Fitter and Fitter, 2002 A.H. Fitter, R.S.R. Fitter Rapid changes in flowering time in British plants *Science*, 296 (5573) (2002), pp. 1689-1691

Graae BJ, De Frenne P, Kolb A, et al. On the use of weather data in ecological studies along altitudinal and latitudinal gradients. *Oikos*. 2012;121:3–19.

Guillera-Arroita, Ridout & Morgan (2010) Guillera-Arroita G, Ridout MS, Morgan BJT. Design of occupancy studies with imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution*. 2010;1:131–139. doi: 10.1111/j.2041-210X.2010.00017.x.

Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., ... Young, J. (2008). Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. Special Section: Problems and Prospects of Grassland Agroecosystems in Western China, 124(1–2), 60–71. doi:10.1016/j.agee.2007.09.005

Huey, Raymond B., Michael R. Kearney, Andrew Krockenberger, Joseph A. M. Holtum, Mellissa Jess, et Stephen E. Williams. 2012. « Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation ».

Hughes L., 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends Ecol. Evol.*, 15, 56-61.

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.

Jones, A. R., W. Gladstone and N. J. Hacking (2008). Australian sandy-beach ecosystems and climate change: ecology and management. *Zoologist* 34:190-202.

Joseph, L.L.N., Elkin, C., Martin, T.G. & Possinghami, H.P. (2009) Modeling abundance using N-mixture models: the importance of considering ecological mechanisms. *Ecological Applications*, 19, 631–642.

Keith, D. (2006). Ocean shoes to desert dunes: the native vegetation of New South Wales and the ACT., Department of Environment and Conservation (NSW).

Kenneth Dodd Jr C., 2016. Reptile Ecology and Conservation. A handbook of Techniques. 2015956170. 443 p.

Kéry & Chandler. 2016. Dynamic occupancy models in unmarked. Swiss Ornithological Institute and University of Georgia.

Kéry & Royle. 2015. Applied Hierarchical Modeling in Ecology : Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS, 1st Edition, Academic Press, 808 p.

Kéry M., Gurutzeta Guillera-Arroita., José J. Lahoz-Monfort. 2013. Analysing and mapping species range dynamics using occupancy models.

Lavorel, S., et E. Garnier. 2002. « Predicting Changes in Community Composition and Ecosystem Functioning from Plant Traits: Revisiting the Holy Grail ». Functional Ecology 16 (5): 545-56. doi:10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.

Lindenmayer et al., 2012 D.B. Lindenmayer, W.F. Laurance, J.F. Franklin Ecology. Global decline in large old trees Science, 338 (2012), pp. 1305-1306

MacKenzie DI, Nichols JD, Hines JE, Knutson MG, Franklin AB. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly.

MacKenzie, Darryl I., James D. Nichols, Gideon B. Lachman, Sam Droege, J. Andrew Royle, et Catherine A. Langtimm. 2002. « Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One ».

Menéndez, Rosa, Adela González Megías, Jane K Hill, Brigitte Braschler, Stephen G Willis, Yvonne Collingham, Richard Fox, David B Roy, et Chris D Thomas. 2006. « Species richness changes lag behind climate change ». Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 273 (1593): 1465-70. doi:10.1098/rspb.2006.3484.

Moreno-Rueda, Gregorio, Juan M. Pleguezuelos, Manuel Pizarro, et Albert Montori. 2012. « Northward Shifts of the Distributions of Spanish Reptiles in Association with Climate Change ». Conservation Biology 26 (2): 278-83. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01793.x.

Natural England TIN102. 2011. Reptile mitigation guidelines. First edition 9 September 2011, www.naturalengland.org.uk.

Parmesan, C. and J. Matthews, 2005 : Biological impact of climate change. In : Principles of Conservation Biology [Groom, M.J., G.K. Meffe, and C.R. Carroll (eds.)]. Sinauer, Sunderland, MA, pp. 333-374.

Plan National d'Action en faveur du Lézard ocellé *Timon lepidus* (2012-2016)., 2010. Version soumise à consultation, format pdf, 138 p.

Prodon, Roger, Philippe Geniez, Marc Cheylan, Florence Devers, Isabelle Chuine, et Aurelien Besnard. s. d. « A Reversal of the Shift towards Earlier Spring Phenology in Several Mediterranean Reptiles and Amphibians during the 1998-2013 Warming Slowdown ». *Global Change Biology*, n/a-n/a. doi:10.1111/gcb.13812.

Royle, J. A. 2004a. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60:108–115.

Royle, J. A. 2004b. Modeling abundance index data from anuran calling surveys. *Conservation Biology* 18:1378–1385.

Royle, J. Andrew, et James D. Nichols. 2003. « Estimating Abundance from Repeated Presence–Absence Data or Point Counts ».

Rugiero L, Milana G, Petrozzi F, Capula M, Luiselli L (2013a) Climate-change-related shifts in annual phenology of a temperate snake during the last 20 years.

Sinervo B. et al, 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, 328, 894-899.

Thirion J.M., Grillet P. et Geniez P. 2002. Les Amphibiens et les Reptiles du centre ouest de la France. Région Poitou-Charentes et départements limitrophes. Parthénopé collection. Méze. 144 p.

Vacher J.P & Geniez M., (coords) 2010 – Les Reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Biotopé, Méze (Collection Parthénopé) ; Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 544 p.

Vicente L.A. 1989. Sobre a historia natural dos repteis da ilha Berlenga, síndrome de insularidade. Dissertação de Doutoramento, Faculdade de Ciências, universidade de Lisboa. 485 p.

Walther G.-R. et al, 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389-395.

Wisniewski. N., 2011. Contribution au programme de conservation du Lézard ocellé (*Timon lepidus*, Daudin, 1802) en Aquitaine, Mémoire, 47 p.

Variables de site

- Type de dune
- Recouvrement sableux
- Recouvrement de terre
- Recouvrement de bitume
- Recouvrement de la strate muscinale
- Recouvrement de la strate herbacée
- Hauteur de la strate herbacée
- Recouvrement de la strate buissonnante
- Hauteur de la strate buissonnante
- Recouvrement de la strate arborescente
- Hauteur de la strate arborescente
- Type de bosquets
- Type de ligneux dominants
- Nombre de terriers de Lapin de garenne
- Nombre de gîtes artificiels
- Nombre de pierres
- Nombre d'éléments en béton
- Nombre de blockhaus
- Nombre de souches
- Recouvrement des branchages
- Nombre de pins halomorphosés
- Nombre d'éléments autres

Variables d'échantillonnage

- Heure de passage
- Recouvrement nuageux
- Nombre des observations directes de Lézard ocellé
- Indication du sexe de l'individu
- Indication de l'âge
- Nombre de traces
- Nombre de fèces
- Nombre de mues
- Présence/Absence de Lapin de garenne
- Nombre d'observations d'autres reptiles

Annexe II : Description des facteurs d'influences climatiques et morphologiques

		Numéros de stations	Facteurs d'influences	Détails
Nord	GIRONDE	20106492	Influence des embouchures	La marinisation de l'estuaire de la Gironde est susceptible de provoquer une diminution de la pluviométrie sur ce secteur (Chaalali <i>et al.</i> 2013).
		20106503	Influence de l'érosion	Le changement de direction des vagues de 5° vers le nord (Charles <i>et al.</i> 2012) pourrait accélérer l'érosion de la pointe de la Négade. Cette érosion exposerait davantage la dune littorale aux paramètres météorologiques.
		20106499	Influence de la dérive littorale	L'Anse du Gulp se situe au niveau du point de divergence du sens de la dérive littorale et présente une conformation en baie semi-fermée. La morphologie de cette zone peut influencer les paramètres climatiques (vent, humidité, température) (OCA. 2008).
		20114878	Influence de l'érosion	La plage de type 2A est influencée par un système de barres et de baïnes bien caractérisé qui peut entraîner une dynamique d'érosion plus ou moins marquée (Castelle <i>et al.</i> 2015).
		20106441	Influence de l'érosion	Sur la base d'une projection du trait de côte en 2025 (Bernon <i>et al.</i> 2016), la placette serait fortement exposée aux aléas climatiques (tempêtes).
		10957022	Influence des lacs et étangs	La présence du lac d'Hourtin en position arrière dunaire est susceptible d'augmenter l'humidité de la zone et augmenter les précipitations.
		20106486	Influence de l'érosion	Sur la base d'une projection du trait de côte en 2025 (Bernon <i>et al.</i> 2016), la placette serait fortement exposée aux aléas climatiques (tempêtes).

		20106497	Influence de l'érosion	La plage de type 2B est influencée par un système de barres et de baïnes (chenaux obliques, espacement irrégulier) qui peut entraîner une érosion plus ou moins marquée (Castelle <i>et al.</i> 2015).
		20106461	Influence de la pluviométrie	La zone est caractérisée par une faible pluviométrie lors de la période estivale qui est susceptible de diminuer davantage à l'avenir (Le Treut. 2013).
		20114880	Influence des passes du bassin d'Arcachon	La disparition de la passe sud du Bassin d'Arcachon dans les années 2030 accélérerait l'érosion de la pointe d'Arcachon (Bouchet <i>et al.</i> 1997) et entraînerait une pression plus forte des aléas climatiques.
	LANDES	20114874	Influence de la submersion	La placette se situe dans une zone à fort risque de submersion marine lors de fortes tempêtes, ce qui peut influencer sur les taux d'humidité.
		20106507	Influence des embouchures	La dynamique hydro-sédimentaire à l'embouchure du courant de Contis est complexe et influe sur la morphologie du littoral (Bernon <i>et al.</i> 2016).
		20106506	Influence de l'érosion	Sur la base de projection du trait de côte en 2025 (Bernon <i>et al.</i> 2016), la placette est plus fortement exposée aux aléas climatiques (tempêtes).
		20106495	Influence des lacs et étangs	La présence de l'étang de Léon en position arrière dunaire est susceptible d'augmenter l'humidité de la zone et augmenter les précipitations.
		20106501	Influence des embouchures	La dynamique hydro-sédimentaire à l'embouchure du courant de Soustons est complexe et influe sur la morphologie du littoral (Bernon <i>et al.</i> 2016).

		20106494	Influence de la dérive littorale	La réfraction des faibles houles à l'approche du gouf de Capbreton conduisent à une forte diminution de la dérive littorale au nord du gouf. Lors de fortes houles, la dérive littorale peut s'orienter de nouveau vers le sud et entrainer l'accumulation de sable en tête de canyon (Le Treut. 2013). Une variation des conditions climatiques dans cette zone peut sensiblement modifier les caractères morphologiques de la côte.
Sud		10957016	Influence de la zone côtière basque	Plusieurs scénarios sont attendus : l'augmentation des zones affectées par l'élévation du niveau de la mer à la fin du siècle ; l'augmentation de la zone totale affectée par la houle extrême ; l'avancée de l'intrusion saline avec des impacts sur les falaises et les émissaires (Stratégie du Pays Basque sur le Changement Climatique à l'horizon 2050. (2015)).

Références

Administration de la Communauté Autonome du Pays Basque, Département de l'Environnement et de la Politique Territoriale. 2015. Stratégie du Pays Basque sur le Changement Climatique à l'horizon 2050, 112 p.

Bernon N., Mallet C., Belon R., avec la collaboration de Hoareau A., Bulteau T., et Garnier C. (2016) – Caractérisation de l'aléa recul du trait de côte sur le littoral de la côte aquitaine aux horizons 2025 et 2050. Rapport final. BRGM/RP-66277-FR, 99 p.

Bouchet J-M., Deltreil J-P., Manaud F., Maurer D., Trut G., Dreno J-P, Masson N., Pellier C., D'Amico F., Cantin C., Chapron V., Auby I. et L'Yavanc J. (1997), Étude intégrée

du bassin d'Arcachon, Arcachon, IFREMER, 5 tomes (paginations diverses).

Castelle, Bruno, Vincent Marieu, Stéphane Bujan, Kristen D. Splinter, Arthur Robinet, Nadia Sénéchal, et Sophie Ferreira. 2015. « Impact of the winter 2013–2014 series of severe Western Europe storms on a double-barred sandy coast: Beach and dune erosion and megacusp embayments ».

Chaalali, Aurélie, Xavier Chevillot, Grégory Beaugrand, Valérie David, Christophe Luczak, Philippe Boët, Aldo Sottolichio, et Benoît Sautour. 2013. « Changes in the distribution of copepods in the Gironde estuary: A warming and marinisation consequence? »

Charles, Elodie, Déborah Idier, Pascale Delecluse, Michel Déqué, et Gonéri Le Cozannet. 2012. « Climate Change Impact on Waves in the Bay of Biscay, France ».

Le Treut H., 2013. Les impacts du changement climatique en Aquitaine : Un état des lieux scientifique. Presses Universitaires de Bordeaux, Pessac, 360 p.

Observatoire de la côte aquitaine. 2008. Atlas de l'aléa érosion du littoral sableux aquitain -

De l'estuaire de la Gironde à l'embouchure de l'Adour, Document provisoire, 26 p.

S. AUBIE, C. MALLET et J. FAVENNEC en collaboration avec A. HOAREAU (2011) : Caractérisation des l'aléa érosion (2020-2040) de la Côte Aquitaine dans le cadre de l'étude stratégique de gestion du trait de côte. Observatoire de la Côte Aquitaine, rapport BRGM/RP-59095-FR, 59 illus. 97p., 2 Ann.

Le changement climatique est considéré comme l'une des plus grandes menaces pour la biodiversité mondiale. Cependant, les connaissances associées aux réponses de la biodiversité face au changement climatique sont aujourd'hui encore peu acquises. Ce rapport s'inscrit dans le programme Sentinelles du climat, mis en place en 2016 par Cistude Nature, qui vise à comprendre l'effet du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine. La menace des perturbations climatiques se montre particulièrement vraie chez les reptiles du fait de leur biologie et de leur écologie liée aux conditions extérieures. La population de Léopard ocellé *Timon lepidus* (Daudin, 1802) du littoral aquitain a donc été identifiée comme un indicateur principal du changement climatique. L'étude des effets du changement climatique sur cette population de Léopard ocellé se caractérise notamment par l'utilisation de stations météorologiques placées tout le long du littoral aquitain. L'objectif étant d'observer la présence de microclimats susceptibles d'évoluer avec la hausse des températures.

Les analyses en lien avec les données météorologiques n'ont pas pu apporter à ce jour de réponses significatives. Toutefois, cette étude a permis d'actualiser à partir de méthodes d'occupation et d'une méthode N-mélange, la répartition et l'abondance du Léopard ocellé le long du littoral aquitain. Malgré une tendance évolutive en baisse (occupation et densité) par rapport aux années précédentes, la responsabilité du changement climatique ne peut être mise en évidence à partir de cette première année de suivi. La poursuite de cette étude sur le long terme est une nécessité.

Mots clés : Léopard ocellé, changement climatique, littoral, stations météorologiques, répartition, abondance, méthode d'occupation, méthode N-mélange.

Avec le soutien de :

