

Influence du changement climatique sur la biodiversité Pyrénéenne en région Aquitaine

Cas du Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* et du Lézard catalan *Podarcis liolepis*



Claire CALDIER

Stage effectué du 27 mars au 17 août 2018
à l'association Cistude Nature - Encadrant : M. BERRONEAU
Rapporteur : M. VIGNON



REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je remercie l'ensemble des financeurs du programme "Les Sentinelles du climat" (L'Europe, la région Nouvelle-Aquitaine et les départements de Gironde et des Pyrénées-Atlantiques), sans qui ce stage n'aurait pas été possible.

Je souhaite remercier le Directeur de l'association Cistude Nature, Monsieur Christophe Coic, et son Président, Monsieur Laurent Soulier, ainsi que Maud Berroneau pour m'avoir recrutée.

Mes remerciements les plus sincères vont à Matthieu Berroneau pour son enseignement passionnant sur le terrain, sa gentillesse et son soutien au cours de cette étude.

Je remercie également Philippe Legay et pour son encadrement dans le suivi des Marmottes des Alpes ainsi que Fanny Mallard pour sa disponibilité et ses précieux conseils.

Merci aussi à l'équipe de Cistude Nature, pour avoir partagé des moments de convivialité lors de mes visites au siège de l'association.

J'adresse également mes remerciements à l'équipe pédagogique de la licence professionnelle de Biologie appliquée aux écosystèmes exploités, qui m'a permis d'intégrer cette formation et d'assimiler les connaissances théoriques nécessaires à la bonne pratique de ce stage. En particulier, j'adresse mes remerciements à M. D'Amico, pour avoir partagé son expérience de terrain et ses précieux conseils pour mon sujet de stage.

Enfin, je remercie toutes les personnes qui ont, d'une façon ou d'une autre, contribué à la réussite de ce stage

AVANT-PROPOS

Cistude Nature est une association « loi 1901 » créée en 1995. Elle est agréée au niveau régional :

- ☐ au titre de la protection de l'environnement
- ☐ comme association éducative complémentaire de l'enseignement public
- ☐ et au titre de la Jeunesse et de l'Education Populaire par la DRJSCS Aquitaine.

Ses activités relèvent de la protection du patrimoine naturel, au travers de missions de conservation d'espèces, de gestion de milieux naturels, de sensibilisation du public à l'environnement ou encore de publications diverses (atlas, films, maquettes pédagogiques...).

En 2012, Cistude Nature met en place le programme pluriannuel de conservation de la grenouille des Pyrénées (2012-2014), dans un but de sensibilisation, de recherche de nouvelles populations et de suivi de celles existantes.

Quatre ans plus tard, l'association lance le programme « Sentinelles du Climat » (2016-2021), dont le but est l'étude de l'impact du réchauffement climatique sur la biodiversité, au travers du suivi de plusieurs espèces choisies stratégiquement : les « sentinelles ». Parmi elles figurent la Marmotte des Alpes, les Lézards catalan et de Bonnal, et la Grenouille des Pyrénées ; si j'ai procédé aux inventaires de chacune de ces espèces de montagne durant mon stage, c'est aux les lézards gris que consacre le présent rapport.

<http://www.cistude.org/>

TABLE DES MATIERES

Remerciements	3
Avant-propos.....	4
1 Introduction.....	6
2 Matériel et méthodes	8
2.1 Présentation des espèces	8
2.1.1 Le Léopard de Bonnal : Ecologie, répartition et menaces.....	8
2.1.2 Le Léopard catalan : Ecologie et répartition.....	9
2.2 Protocole d'échantillonnage.....	11
2.3 Choix des sites de suivi.....	11
2.4 Méthode d'inventaire des léopards.....	12
2.5 Variables relevées.....	12
2.6 Traitement des résultats, analyse statistique	13
2.6.1 Approche descriptive.....	13
2.6.2 Approche inférentielle et méthode de calcul de l'occupation	13
3 Résultats	15
3.1 Résultats descriptifs.....	15
3.1.1 Décompte des observations.....	15
3.1.2 Mouvements populationnels	16
3.2 Découpage de transects en placettes indépendantes	17
3.3 Modèle d'occupation.....	18
3.3.1 Sélection de covariables.....	18
3.3.2 Choix du modèle	20
3.3.3 Taux d'occupation.....	22
4 Discussion.....	23
4.1 Variables climatiques.....	23
4.2 Protocole d'échantillonnage.....	23
4.3 Modèles d'occupation	24
5 Conclusion	24
Références bibliographiques.....	26
Annexes	27
Annexe 1 : Relations phylogénétiques au sein des Lacertidae de la tribu des Lacertini (Arnold et al. 2007)	27
Annexe 2 : Différents critères de détermination des quatre espèces de Léopards gris d'Aquitaine (Berroneau, 2015)	28
Annexe 3 : Extrait du tableau de données utilisé pour l'ACP.....	29
Résumé	30

1 INTRODUCTION

Dans diverses régions du monde, le changement climatique va entraîner dans les décennies à venir des bouleversements importants du climat et du paysage, qui impacteront de façon non négligeable les communautés animales et végétales. Ce phénomène pourrait être marqué en zones montagneuses des Pyrénées centro-occidentales avec une réduction probable de 2 à 3 mois de la saison enneigée (Le Treut 2013) ainsi qu'une ascension de la ceinture de végétation de 800 mètres sur un peu plus d'un siècle (Guisan et al. 1995).

Face au changement climatique, les espèces sont plus enclin à changer d'aire de répartition qu'à s'adapter à leur nouvel environnement. En effet ces changements pourraient être trop brutaux pour que les mécanismes évolutifs se déroulent à temps (Bradshaw & Holzapfel 2006). Par conséquent, le nombre d'extinctions repose fortement sur la capacité de chaque espèce à modifier sa distribution géographique (Foden et al. 2008). Une faible capacité à se disperser ou des barrières géographiques empêchant la migration entraîneraient un risque accru d'extinction pour certaines espèces (Massot et al. 2008).

En l'occurrence, les lézards pourraient ne 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). En effet, au cours du printemps et de l'été les lézards sont particulièrement actifs. Leur sortie de l'hibernation consiste à rechercher de la nourriture afin d'accomplir le reste de leur cycle de vie (reproduction, gestation, fuite des prédateurs...). Or si cette période est brusquement très chaude, ces ectothermes verront leur température corporelle se rapprocher de leur maximum thermique critique. Pour se tempérer, les lézards se retirent dans des refuges plutôt que de subir le risque de surchauffe. 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. Or, si le taux de croissance des populations diminue, cela augmente d'autant le risque d'extinction de l'espèce. En outre, même si les lézards peuvent s'adapter et tolérer des températures plus chaudes, leur plasticité phénotypique a ses limites et les prévisions climatiques actuelles les rapprocheraient irrémédiablement du seuil létal (Sinervo et al. 2010).

Les menaces induites par les changements climatiques qui pèsent sur la biodiversité nécessitent d'être étudiées pour mieux être appréhendées. En effet, la compréhension des effets du changement climatique à une échelle locale est essentielle pour orienter les politiques environnementales et de gestion des espaces naturels (Mallard, 2017). Le programme de recherche des Sentinelles du climat consiste à suivre la répartition d'espèces indicatrices du changement climatique en corrélation avec des modèles climatiques pertinents, dans plusieurs écosystèmes de la région Aquitaine. (cf Figure 1).

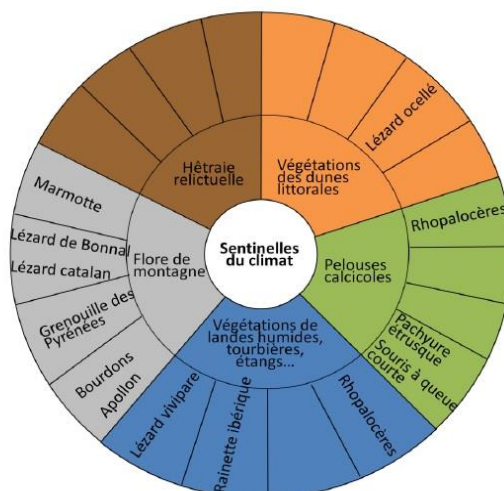


Figure 1: Liste des espèces sentinelles répertoriées par écosystème en Aquitaine (source : F.Mallard, Cistude Nature, 2016)

Ces taxons doivent répondre à certains critères pour que les effets du réchauffement soient suffisamment remarquables : des capacités de développement faible, une évolution lente, une aire de répartition réduite et un mode de vie spécialiste.

Partant du postulat que l'Aquitaine subira un réchauffement climatique, ce programme devrait permettre à terme de modéliser le devenir des espèces indicatrices mais aussi de la biodiversité aquitaine pour les décennies à venir.

A l'étage montagnard des Pyrénées Atlantiques, le Lézard catalan *Podarcis liolepis* et le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* sont particulièrement sensibles aux variations climatiques. De plus, leurs répartitions actuelles sont connues et leur capacité de déplacement limitée, ce qui facilite leur suivi pour cette étude. Ainsi, ces lézards gris sont considérés comme bons indicateurs du changement climatique. Les espèces de lézards d'altitude endémiques des Pyrénées, du genre *Iberolacerta*, semblent particulièrement menacés par l'élévation des températures (Araújo et al. 2006). À terme, la remontée d'espèces compétitrices (par exemple le Lézard des murailles *Podarcis muralis*) et prédatrices (par exemple la Coronelle lisse *Coronella austriaca*) pourrait entraîner la disparition des espèces d'Iberolézards (Pottier et al. 2014). Le Lézard catalan est une espèce thermophile, localisée dans le sud-ouest de la France sur quelques affleurements rocheux du Pays Basque et de la Vallée d'Aspe, en dessous de 1000 mètres d'altitude environ. Son affinité pour les climats chauds et secs, sa présence dans des zones géographiques beaucoup plus chaudes la présence d'habitats favorables en hauteur laisse à penser que le réchauffement climatique lui serait favorable et son aire de répartition pourrait s'étendre dans les années à venir. Sur plusieurs sites des Pyrénées-Atlantiques, l'objectif est donc de mesurer l'évolution des aires de présence locale du Lézard de Bonnal et du Lézard catalan, généralement en lien avec la présence du Lézard des murailles.

Le présent rapport dresse un état des lieux de la répartition du Lézard de Bonnal et du Lézard catalan après deux années de suivi et propose un traitement de l'information recueillie sur le terrain pour répondre aux attentes du programme Sentinelles. Pour cela, dans un premier temps les données brutes permettront d'observer le potentiel des nœuds de population grâce à des cartes de chaleur. Dans un deuxième temps, un taux d'occupation des sites basée sur les comptages effectués et des covariables environnementales corrélées sera calculé. Cette dernière approche est basée sur un modèle statistique probabiliste (Mackenzie et al., 2002) qui nécessite que les unités spatiales et temporelles d'études soit statistiquement indépendantes, or plusieurs suivis ont été effectués sur transects. Un autre objectif de ce travail est de rendre les données recueillies sur ces transects exploitables par le modèle de Mackenzie.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 PRESENTATION DES ESPECES

2.1.1 Le Lézard de Bonnal : Ecologie, répartition et menaces



Figure 2 : Un Lézard de Bonnal male en thermorégulation, Val d'Arrius (64), juillet 2018

Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) est un petit lézard rupicole (cf. Figure 3) et endémique de l'étage alpin des Pyrénées centro-occidentales (Espagne, France). Sa longueur totale peut atteindre 18 cms chez l'adulte et sa robe grisâtre ou marron foncé présente des reflets métallisés, avec un large bandeau foncé sur chaque flanc. Enfin son profil « crocodilien », avec une arcade sourcilière proéminente (cf. Figure 2), permet parfois de le distinguer du Lézard des murailles. Actifs pour une période annuelle brève, à la fois conditionnée par la couverture neigeuse et la photopériode, les Lézards de Bonnal sont observés principalement le matin, ou l'après-midi par ciel orageux, en dehors des grosses chaleurs. L'accouplement a lieu dès la sortie de l'hivernage (Arribas 2014) et les quelques œufs sont déposés début juillet à l'abri d'une pierre, dans une zone ensoleillée et pour une durée d'incubation courte (Arribas & Galán, 2005). La maturité sexuelle est atteinte durant la 5ème année et la longévité particulièrement élevée (17 ans), ce qui relève d'une stratégie de survie de type « k ». Cet Ibéro lézard ne possède que 2 à 3 prédateurs connus, le Crabe à bec rouge *Pyrrhocorax pyrrhocorax*, la Vipère aspic *Vipera aspis* et la Coronelle lisse *Coronella austriaca* (Matthieu Berroneau, comm. pers.). Les caractéristiques biologiques de ces lézards les rendent ainsi inadaptés à des conditions autres que celles de l'étage alpin. (Pottier, 2003)

Entre une distribution très restreinte, un habitat difficilement accessible et son aspect externe semblable à *Podarcis muralis*, ce lézard pyrénéen est resté inconnu de la communauté scientifique jusqu'au siècle dernier. Sa répartition en France n'a été confirmée qu'au début des années 2000. *Iberolacerta bonnali* fut le premier d'une série de 3 lézards pyrénéens à être découvert en 1922 par le naturaliste du même nom dans les Hautes Pyrénées. Le nouveau genre *Iberolacerta* leur est attribué (Arribas 1997), évolutivement très distant des genres auxquels appartiennent les autres lézards présents dans les Pyrénées : Lézard des murailles *Podarcis muralis*, Lézard vivipare *Zootoca vivipara*, Lézard vert occidental *Lacerta bilineata*, etc... (cf. Annexe 1 : Relations phylogénétiques au sein des Lacertidae de la tribu des Lacertini (Arnold et al. 2007) En situation de sympatrie, l'hybridation serait donc totalement impossible. (Pottier, 2003)

Le lézard de Bonnal est majoritairement présent entre 2000 m et 3000 m d'altitude (inconnus en-dessous de 1500 m) (cf. Figure 4). Sa distribution est fragmentée en plusieurs petites populations quasi-déconnectées depuis les dernières périodes interglaciaires du Pleiocène. Face aux fortes chaleurs, les populations se sont réfugiées dans différents



Figure 3 : Habitat du Lézard de Bonnal, Lac d'Anglas, août 2018

refuges et chacune possède aujourd'hui une identité génétique forte. Une spéciation parapatricque pourrait avoir lieu à long terme. C'est lors d'une reconquête post-glaciaire que le lézard de Bonnal a étendu son territoire aux massifs de la Vallée d'Ossau (Pottier, 2003).

Concernant la possibilité de compétition interspécifique avec le Lézard des murailles, plusieurs cas de syntopie (Pottier *et al.*, 2014) apparaissent en Hautes Pyrénées tandis qu'il ne semble exister qu'une seule station de pure syntopie dans les Pyrénées Atlantiques (Berroneau, 2014). En situation de syntopie, les deux espèces consommant les mêmes proies et ayant les mêmes préférences de sites de ponte, une exclusion compétitive devrait subvenir. Pour le moment, le Lézard des murailles est contre sélectionné à haute altitude à cause du froid (Monasterio *et al.*, 2010). Un réchauffement climatique ôterait donc tout obstacle à la remontée du Lézard des murailles dans l'étage alpin.

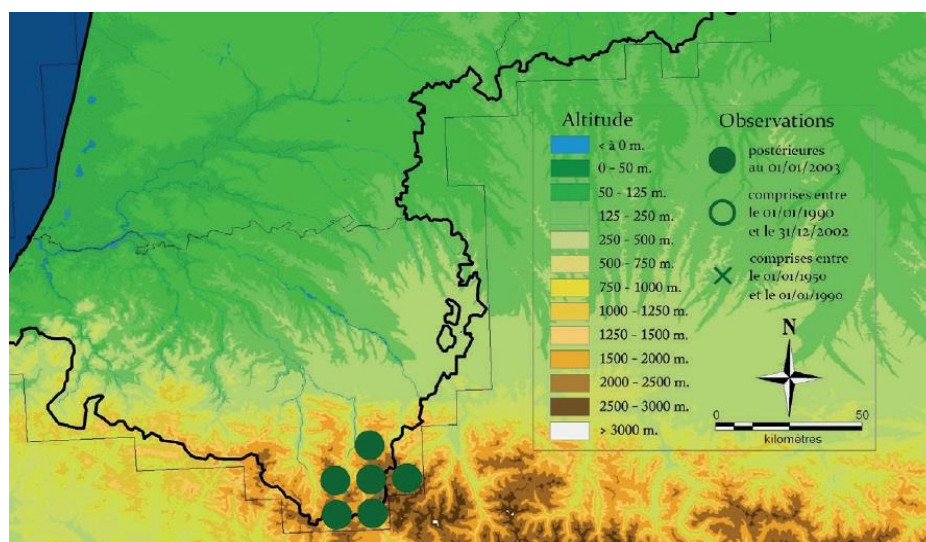


Figure 4 : Répartition du Lézard de Bonnal en Pyrénées Atlantiques au 1er janvier 2014 (Source : Berroneau M. 2014 – Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine)

Le Lézard de Bonnal étant particulièrement menacé par le réchauffement climatique (son statut de conservation est « En danger » en Aquitaine et « Vulnérable » en France), sa présence unique en France dans les Pyrénées ajoute un enjeu important de conservation pour cette espèce. Il est inscrit à l'annexe 2 de la Directive européenne « Habitats-Faune-Flore ».

2.1.2 Le Lézard catalan : Ecologie et répartition

Abondant en Espagne, le Lézard catalan *Podarcis liolepis* (Boulenger, 1905) est une espèce d'affinité méditerranéenne typique des milieux rocheux, ensoleillés et secs (cf. Figure 6). Sa longueur totale peut atteindre 15-16 cms chez l'adulte et le dimorphisme sexuel de l'espèce est bien marqué, les mâles arborant fréquemment un motif marbré sur tout le corps et parfois la gorge rouge (cf. Figure 5) tandis que les femelles sont généralement plus petites et lignées. Le Lézard catalan se distingue du Lézard des murailles notamment par son aspect plus aplati et son museau plus pointu. Actif presque toute l'année, il se reproduit dès la sortie de l'hivernage et la femelle peut déposer plusieurs pontes par an. Lors de la gestation, cette dernière (et les juvéniles) semble privilégier les zones



Figure 5 : Un Lézard catalan male, Etsaut (64), juin 2018



Figure 6 : Habitat du Lézard catalan, Etsaut (64)

rocheuses surélevées (plus d'un mètre du sol) et avec une quantité importante de failles. Cela les rendrait moins vulnérable aux prédateurs comme les serpents qui vivent en zones herbacées et puisque la ressource trophique est abondante et bien répartie, les proies peuvent être localisées d'en haut. Ces groupes d'individus sont donc encore plus exclusivement inféodés au substrat rocheux, et seront détectables en hauteur plutôt qu'au sol. Cette préférence s'étend aussi aux femelles non gestantes et aux mâles, mais dans une moindre mesure (Rasilla, 2003).

Sa morphologie étant très proche de celle du Lézard des murailles, le Lézard catalan est passé inaperçu en Aquitaine jusqu'à sa découverte récente dans le piémont basque (Gosa 1987, 1988, 2002). Autrefois rattaché à *Podarcis hispanicus*, espèce également ibérique, ce n'est qu'en 2010 que les populations Pyrénéennes sont distinguées comme sous espèces *Podarcis liolepis liolepis* et *Podarcis liolepis sebastiani*, dont les aires de répartition respectives sont encore débattues.

Des recherches entre 2009 et 2011 ont permis de tripler l'aire de répartition connue de *Podarcis liolepis* en Pyrénées Atlantiques. En 2012, l'espèce est contactée dans l'est du département, en Vallée d'Aspe, sur un site qui présente des caractéristiques particulières : le chemin de la Mature, dans la commune d'Etsaut, longe une falaise rocheuse exposée plein sud et on y trouve des espèces de plantes xérophiles qui soulignent le microclimat particulier du lieu (Berroneau, 2014). Enfin, ce lézard est aujourd'hui cantonné à des altitudes inférieures à 900 m dans les Pyrénées-Atlantiques, et ce malgré la présence d'habitats favorables au-dessus. (Berroneau *et al.*, 2012). (cf. Figure 7)

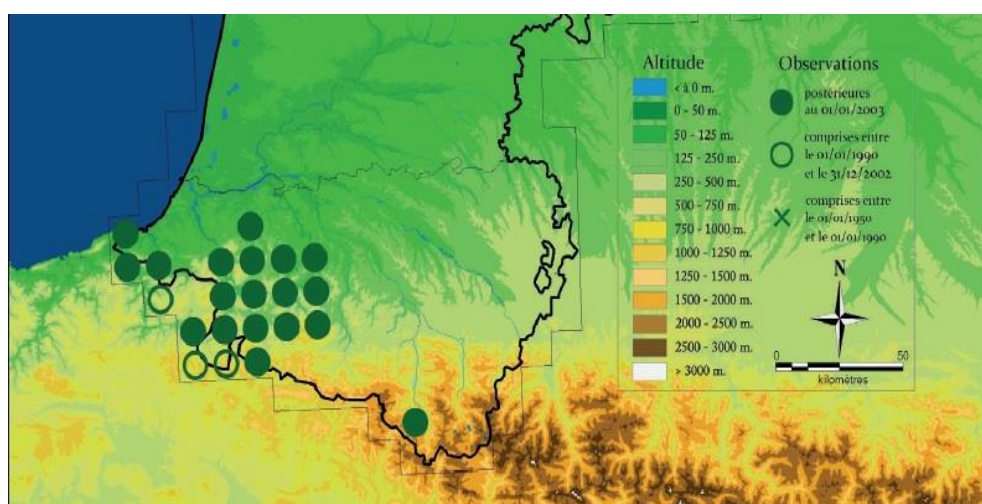


Figure 7 : Répartition du Lézard catalan en Pyrénées Atlantiques au 1er janvier 2014 (Source : Berroneau M. 2014 – Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine)

Par la particularité de ses populations et de leur répartition, le Lézard catalan présente un statut de conservation relativement fort en Aquitaine. Il a été classé « Quasi-Menacé » sur la liste rouge régionale et il est inscrit à l'annexe 2 de la Directive européenne « Habitats-Faune-Flore ». (Berroneau, 2014)

2.2 PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE

Les Lézards gris des Pyrénées concernés par cette étude (Lézard catalan, Lézard de Bonnal, Lézard des murailles) sont tous relativement actifs et visibles en journée, en dehors des jours de fort vent, froid, ou jours de pluie. Les fortes chaleurs sont aussi déconseillées pour le Lézard de Bonnal qui ralentissent son activité. Ainsi les conditions optimales de détection de ces lézards se situent entre 17 et 28°C, par ciel ensoleillé ou couvert.

Le protocole de suivi est basé sur un comptage des espèces sur les sites d'études, c'est-à-dire au sein de placettes ou le long de transects placés au préalable. Le choix entre placettes et transects est motivé par les différentes configurations des sites (habitat favorable en patch versus habitat favorable sur linéaire). Le choix et le nombre de placettes et/ou la longueur des transects dépend du contexte du site (topographie, superficie, répartition des populations, etc.) (Berroneau, 2017). Chaque saison, 3 passages espacés d'une semaine minimum sont effectués sur chaque site, dans des dates similaires (à 2 semaines près) à la saison précédente. Pour le Lézard catalan, les suivis commencent en mai tandis que pour le Lézard de Bonnal, il est préférable d'attendre le mois de juillet pour optimiser ses chances de l'observer en activité.

2.3 CHOIX DES SITES DE SUIVI

La sélection s'est portée sur des sites facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels. Chaque site présente une situation distincte. Concernant le Lézard catalan :

- Le site d'Estérençuby présente une densité moyenne de Lézard catalan sur la partie aval et une densité moyenne de Lézard des murailles sur la partie amont entraînent pas ou peu de chevauchement des deux espèces. Le Lézard catalan ne rencontrerait à priori pas d'obstacle à la colonisation des étages supérieurs.
- Le site de Mendive présente une densité faible à moyenne de Lézard des murailles en aval et en amont, une densité moyenne de Lézard catalan en zone intermédiaire et peu de chevauchement des deux espèces. Le Lézard des murailles pourrait représenter un obstacle à la colonisation des altitudes supérieures par le Lézard catalan.
- Le site de la Mature présente quant à lui une densité forte de Lézard des murailles en aval et en amont et une densité forte de Lézard catalan en zone intermédiaire, avec chevauchement des deux espèces. Le Lézard catalan est donc cerné par des populations de Lézard des murailles et les limites de la syntopie pourraient rapidement être observées.

Concernant le Lézard de Bonnal :

- Le site d'Ossau Nord présente une densité faible en aval du Lézard des murailles et une densité faible en amont du Lézard de Bonnal qui est déjà localisé jusqu'aux plus hautes altitudes. On assiste donc à un chevauchement des deux espèces avec encore de l'habitat disponible.
- Le site d'Arrious présente une densité forte en aval du Lézard des murailles et une densité forte en amont du Lézard de Bonnal qui est déjà localisé jusqu'aux plus hautes altitudes. On assiste donc à un fort chevauchement des deux espèces avec peu d'habitat restant disponible.

Ces deux derniers sites pourraient rapidement présenter une situation d'exclusion compétitive du Lézard de Bonnal par le Lézard des murailles, les espèces étant déjà partiellement en syntopie. A moyen terme, les facteurs climatiques et la remontée potentielle de prédateurs pourraient également menacer le Lézard de Bonnal.

- Enfin le site d'Anglas ne présente pas de Lézard des murailles en aval et une densité forte de Lézard de Bonnal en amont. Ce site permet d'observer si l'aire de répartition du Lézard de Bonnal est modifiée sous

la pression du changement climatique et la remontée potentielle de prédateurs seulement, sans compétition interspécifique.

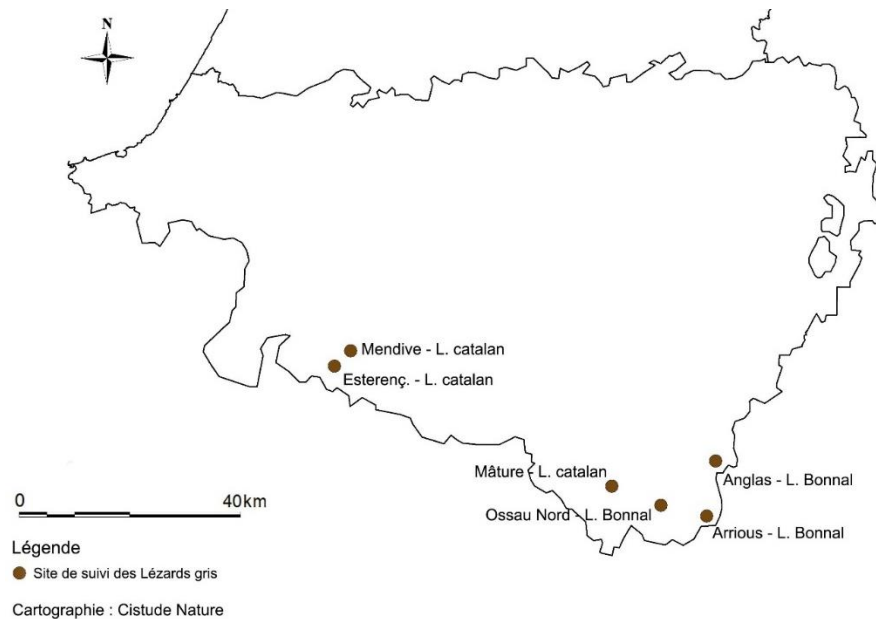


Figure 8 : Sites de suivi des Lézards gris

2.4 METHODE D'INVENTAIRE DES LEZARDS

Sur placette, l'observation et le dénombrement des lézards se déroulent lors d'une prospection lente et aléatoire. Idéalement, le comptage dure 10 minutes par placettes maximum.

Sur transects, l'observateur effectue un déplacement lent avec observation des lézards et la durée de prospection est chronométrée et équivalente à chaque passage.

Pour toute observation, l'individu est identifié à l'espèce, au stade de développement et au sexe, et il est géolocalisé (longitude, latitude et altitude) à l'aide d'un GPS avec une précision satellitaire inférieure à 7 mètres. Pour la détermination, une clé est proposée dans le protocole (cf. Annexe 2 : Différents critères de détermination des quatre espèces de Lézards gris d'Aquitaine (Berroneau, 2015)).

2.5 VARIABLES RELEVÉES

Les covariables pour cette étude sont choisies en premier lieu selon l'écologie de chaque espèce, en amont des comptages. Pour chaque site, on définit des covariables de site et pour chaque passage, des covariables d'échantillonnage. Les informations consignées sont donc les suivantes :

- Jour, heure de début et fin de prospection : la durée de la prospection doit globalement être la même pour un même site
- T° : valeur maximale indiquée par le thermomètre (en degré Celsius) prise à l'ombre
- Vent : correspond à la valeur maximale ressentie sur une minute, à hauteur d'homme et face au vent, selon 5 coefficients (1 = très faible ; 2 = faible ; 3=moyen ; 4=fort ; 5= bourrasques violentes)
- Nébulosité : la couverture nuageuse est indiquée en %
- Pluviométrie éventuelle qui n'empêcherait pas la sortie des lézards, type brouillard, en %
- Type de substrat constituant la zone de suivi (rocheux, herbacé, buissonnant, arborescent) et recouvrement en %
- Nom de l'observateur.

2.6 TRAITEMENT DES RESULTATS, ANALYSE STATISTIQUE

2.6.1 Approche descriptive

2.6.1.1 Répartition altitudinale des observations

Dans un premier lieu, il est intéressant d'observer la distribution altitudinale de chaque espèce sur chaque site car c'est un facteur environnemental déterminant (Berroneau, 2017). De plus, la relation entre l'altitude et la présence de l'espèce n'est pas forcément linéaire, donc l'ACP réalisée par la suite pourrait éluder son importance

2.6.1.2 Cartes de chaleurs et mouvement populationnel

La carte de chaleur (ou carte de densité) est un outil sous QGIS 2.18.14 qui estime la densité d'individus observés dans un périmètre donné. Plus le nombre d'observations est importante, plus la nuance de la carte va s'intensifier. Ainsi, cet outil permet de situer visuellement l'épicentre de chaque "population", et les valeurs médianes de l'altitude de l'ensemble des individus comptabilisés sont également indiquées dans un tableau adjacent. Les cartes de chaleur sont établies sur l'ensemble de chaque site, selon la somme des observations annuelles de chaque espèce pour chaque site.

2.6.2 Approche inférentielle et méthode de calcul de l'occupation

2.6.2.1 Le modèles d'occupation à une saison, pour une espèce (Mackenzie et al., 2002)

La zone d'occupation est la superficie occupée par un taxon au sein de la « zone d'occurrence », à l'exclusion des cas d'errance. Dans certains cas, elle est la plus petite superficie cruciale pour la survie, à tous les stades, des populations existantes de ce taxon (IUCN, 2010). L'aire d'occupation est donc au sein de l'aire de répartition d'une espèce, l'ensemble des lieux où elle doit être présente.

La méthode de Mackenzie *et al.* permet d'approcher la probabilité d'occupation (Ψ) réelle d'un site par une espèce, en tenant compte de l'imperfection de la détection (P). En effet la présence de l'espèce n'est pas systématiquement confirmée par l'observateur et cela crée des « faux négatifs ». Si la probabilité d'occupation est calculée sur la base des observations seulement, la valeur obtenue (Ψ naïf) est toujours inférieure à la réalité et cela engendre une sous-estimation des effectifs présents sur le site.

Pour cette raison, ce modèle consiste à répliquer les visites sur les mêmes sites et à plusieurs dates pertinentes (selon la biologie de l'espèce). La fenêtre temporelle de suivi par saison est relativement restreinte (environ 3 mois), ce qui permet de poser l'hypothèse que la population est fermée sur cette durée. Ainsi, si l'espèce a été détectée sur une placette une fois dans la saison (et sachant que la capacité de déplacement des lézards gris est limitée), on suppose que cette espèce reste présente sur cette placette toute la saison, quelle que soit son histoire de détection.

2.6.2.2 Découpage de transects en placettes indépendantes

Un modèle de Mackenzie *et al.* doit répondre à la condition statistique de l'indépendance des données observées, et donc des sous unités d'échantillonnage (Mackenzie et al. 2002). Certains suivis sont effectués sur transects, or la continuité du transect et donc de l'échantillonnage transgresse la condition d'indépendance spatiale des observations. Ainsi, les transects ont été découpés en différentes configurations spatiales de sous unités et fusionnés avec les données spatiales d'observations de 2017 et 2018. Ainsi, ces découpages ont été évalués par une modélisation simple, sans introduction de covariables : $\psi(\cdot)p(\cdot)$, afin d'observer leur ajustement à la réalité du terrain. Pour cela, chaque configuration est évaluée selon la probabilité de test statistique d'ajustement du Chi-deux. Si la configuration ne nécessite pas d'ajustement important ($P \geq 0.05$), il est conservé (au risque α). Enfin, parmi les découpages utilisables, celui qui comporte le moins de sous unités a été retenu afin de minimiser l'effort d'échantillonnage.

2.6.2.3 Analyse multidimensionnelle et sélection de covariables

Une présélection des covariables a été effectuée en amont des comptages d'après les connaissances de l'écologie de chaque espèce. Afin de réduire cette sélection aux variables les plus corrélées à la présence de chaque espèce, une analyse en composante principale va permettre d'observer les relations linéaires entre les covariables et les données de comptage. Tout d'abord, les données de comptage sont recodées en données de présence/absence (modalité 1 ou 0), distribuées selon la loi Binomiale. Ces données n'étant donc pas paramétriques, une ACP paramétrée avec un test de corrélation de Spearman a été utilisée sous le logiciel R (Version 3.5.1) via le package FactoMineR. Le cercle de corrélation associé à la table de coefficients de corrélation de Spearman ont ainsi aidé à sélectionner les covariables à utiliser dans le modèle d'occupation.

2.6.2.4 Calcul de la probabilité d'occupation d'une espèce sur un site

La méthode décrite par Mackenzie *et al.* permet d'intégrer des covariables de sites et d'échantillonnages afin d'affiner le modèle. Toutes les modélisations sont effectuées avec le logiciel Presence 2.12.17 (Hines, J. E., 2006). Les modèles sont discriminés, dans l'ordre d'importance, selon :

1. Leur critère d'Aikake (AIC) qui représente un compromis entre le biais (qui diminue avec le nombre de covariables) et la parcimonie (nécessite de décrire le modèle avec le plus petit nombre de covariables possible).
2. L'ajustement du modèle aux données récoltées sur le terrain, étudié au moyen du test du chi-deux. En partant de l'hypothèse H_0 exprimant un manque d'ajustement du modèle, alors on cherche à obtenir une probabilité de test statistique $p \geq 0,05$ afin de conclure (au risque α) qu'il n'y a pas de preuve d'un manque d'ajustement.
3. La part de variabilité des données non prise en compte par le modèle. On parle alors de surdispersion des données (c-chapeau). Par exemple l'espèce a été détectée une fois sur plusieurs placettes mais n'a pas été aperçue à nouveau, cela augmente la variabilité. S'il n'y a pas surdispersion ou manque d'ajustement, alors c-chapeau devrait être très proche de 1.

Les meilleurs modèles permettent d'obtenir une probabilité d'occupation la plus fidèle à la réalité, considérant les covariables utilisées.

3 RESULTATS

3.1 RESULTATS DESCRIPTIFS

3.1.1 Décompte des observations

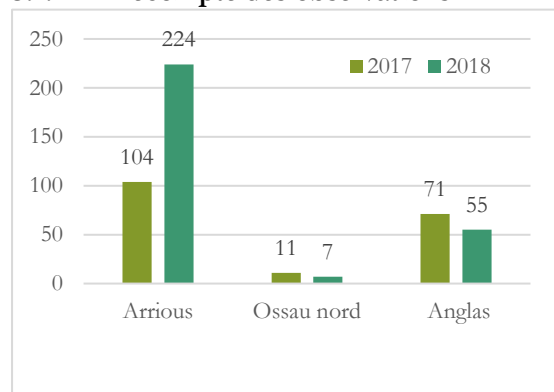


Figure 9 : Données brutes de comptage du Lézard de Bonnal sur l'ensemble des sites, entre 2017 et 2018

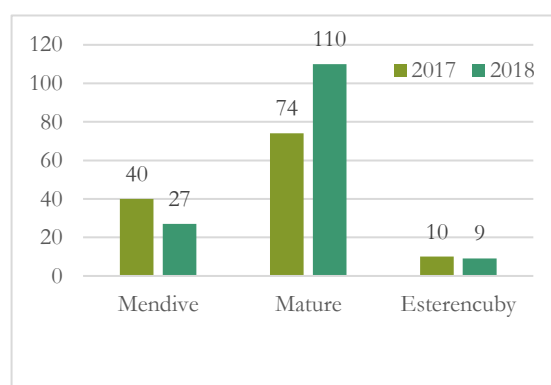


Figure 10 : Données brutes de comptage du Lézard catalan sur l'ensemble des sites, entre 2017 et 2018

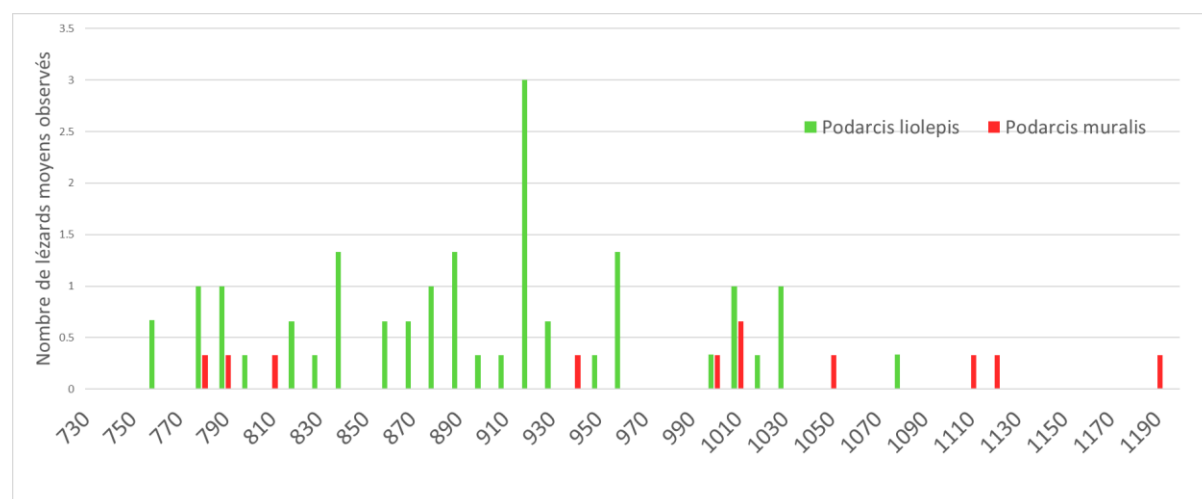


Figure 11 - Répartition altitudinale des Lézards catalans et des Lézards des murailles en 2018, Site de la Mature, Etsant (64)

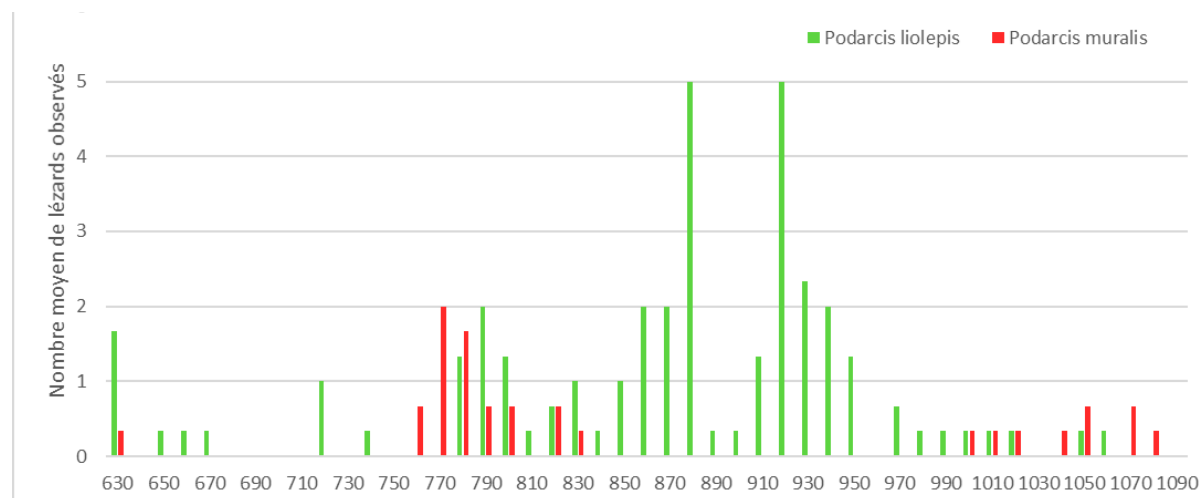


Figure 12 : Répartition altitudinale des Lézards catalans et des Lézards des murailles en 2017, Site de la Mature, Etsant (64)

Entre 2017 et 2018, l'altitude médiane d'observation du Lézard catalan sur le site de Mature est passée de 880.6m à 924.1m, alors que le Lézard des murailles est remonté de 793.2m à 875.4m. Concernant les autres sites, seul le site d'Arrious observe une remontée importante du Lézard des murailles (cf. Tableau 1)

Mendive	2017	2018
Lezard catalan	738.05	739.7
Lezard des murailles	689.3	791.5
Esterencuby	2017	2018
Lezard catalan	682.8	686
Lezard des murailles	752	760.3
Anglas	2017	2018
Lezard de Bonnal	2173.6	2081.9
Arrious	2017	2018
Lezard de Bonnal	2060.3	2085.1
Lezard des murailles	1700.3	1916
Ossau nord	2017	2018
Lezard de Bonnal	1925	1930.2
Lezard des murailles	1018.4	1015.1

Tableau 1 : Médianes altitudinales des observations par site, entre 2017 et 2018

3.1.2 Mouvements populationnels

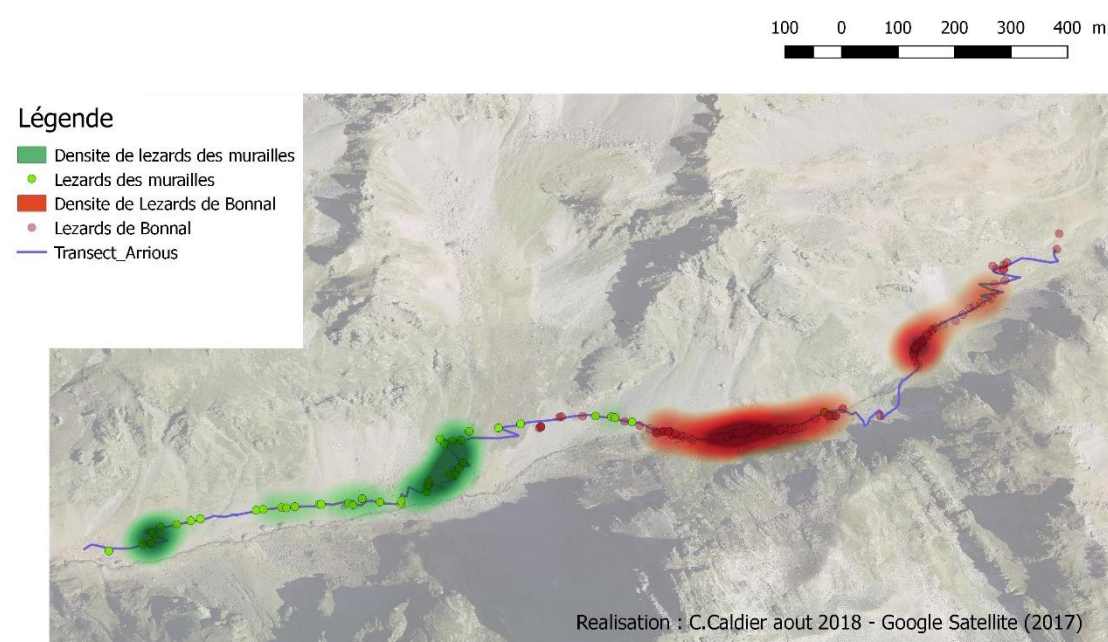


Figure 13 : Carte de chaleur du Lézard de Bonnal sur le site d'Arrious (64) en 2018

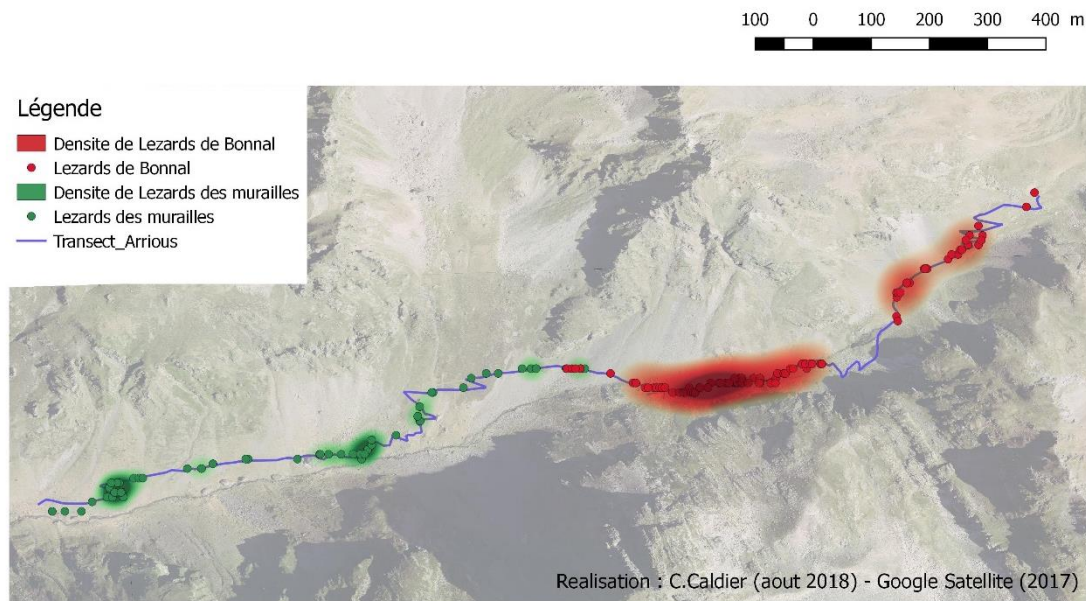


Figure 14 : Carte de chaleur du Léopard de Bonnal sur le site d'Arrious (64) en 2017

Les noyaux de populations du Léopard de Bonnal sur le site d'Arrious ne semblent pas être remontés en altitude tandis qu'une population du Léopard des murailles pourrait avoir avancé ou s'être multipliée localement (cf. Figure 13 et Figure 14). Concernant les autres sites à Léopards de Bonnal, les populations des deux espèces d'intérêt ne semblent pas s'être déplacées de façon notable.

3.2 DECOUPAGE DE TRANSECTS EN PLACETTES INDEPENDANTES

Les transects de suivi des léopards gris établis dans le protocole initial ont été découpés en sous unités de la manière suivante :

Leur surface a été calculée afin rester homogène avec les autres sites dont les placettes présentent une superficie de 900m² (Mendive et Estérençuby pour le suivi du Léopard catalan). Par ailleurs, en observant à quelle distance latérale du transect se situent les observations de léopards faites en 2017 et 2018, la configuration idéale pour ces sous unités a été obtenue pour des placettes de 30m² par 30m².

Concernant le nombre de sous unités à retenir, les tests de configuration ont été effectués sur le transect de suivi du Léopard de Bonnal du site Ossau nord car ce site présente la densité de léopards la plus faible de tous les sites, espèces confondues. Ainsi, une configuration adaptée à ce site le sera pour tous les autres.

Les tests ont commencé pour une sélection de 30% de placettes le long du transect d'Ossau nord, la probabilité de variable du test statistique du Khi-deux y est de 0.0012 ($<<0.05$). Ce n'est qu'à partir d'une sélection de 60% de placettes que la configuration est fidèle à la réalité du terrain (au risque α), avec $P(\text{test stat}) = 0.068$ (>0.05).

La taille et la quantité des placettes ainsi sélectionnées, la dernière étape consiste à répartir ces sous unités sur le site pour qu'elles soient statistiquement indépendantes. Une distribution aléatoire des placettes permet de répondre à cette condition du modèle de Mackenzie *et al.* Enfin, compte tenu du scénario de remontée en altitude des léopards gris sur tous les sites, il est important que la placette la plus en altitude de chaque site soit systématiquement sélectionnée.

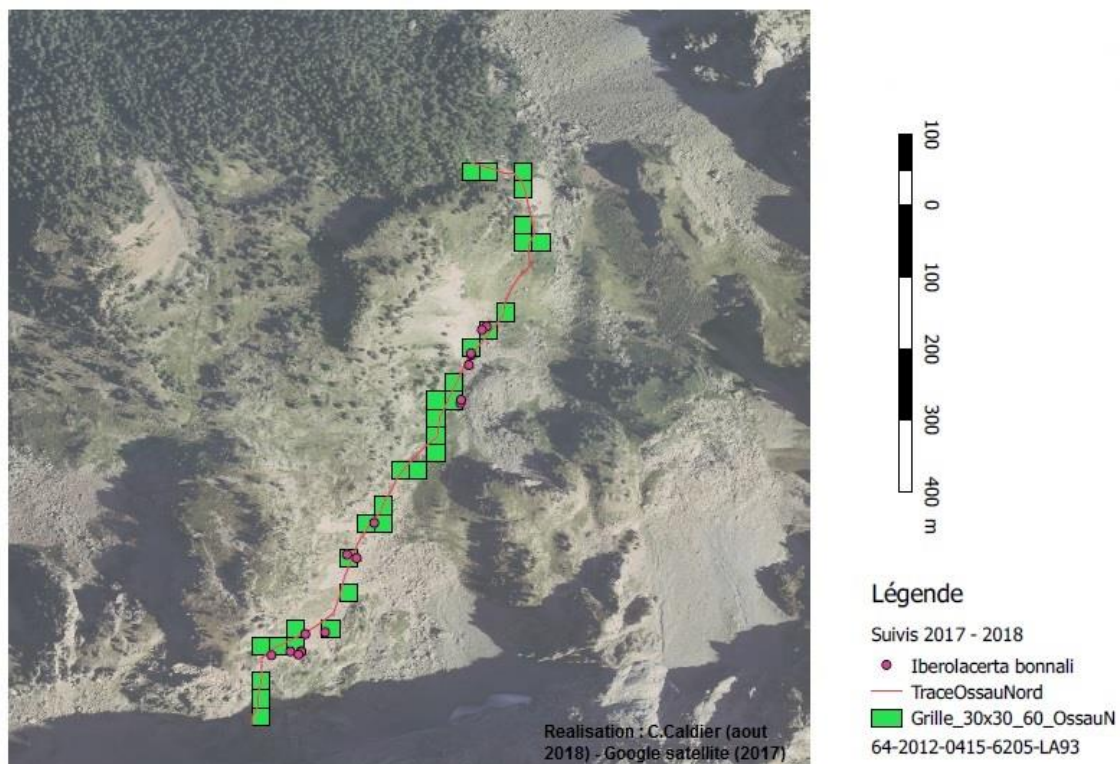


Figure 15 : Cartographie de la configuration d'échantillonnage par placettes indépendantes de $30m^2 \times 30m^2$, site d'Ossau nord (64)

3.3 MODELE D'OCCUPATION

3.3.1 Sélection de covariables

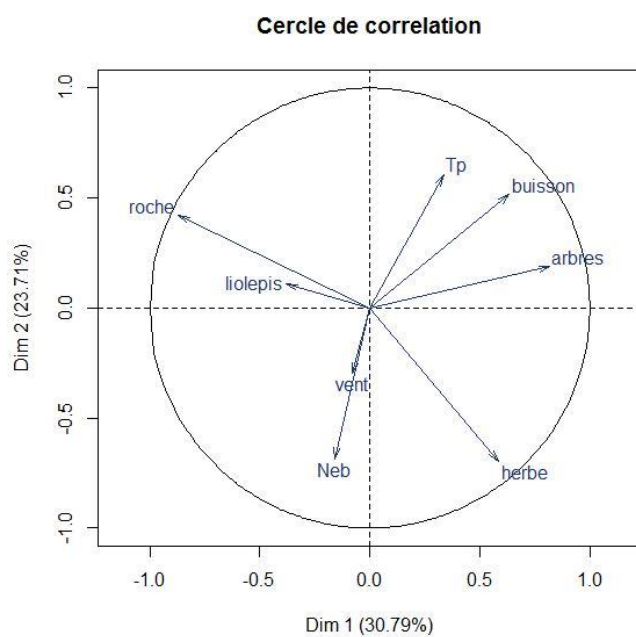


Figure 16 : Cercle des corrélations des covariables environnementales pour le Lézard catalan

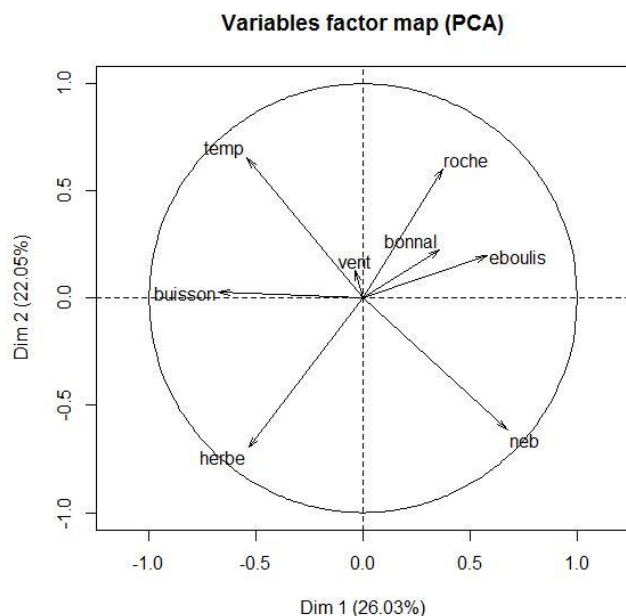


Figure 17 : Cercle des corrélations des covariables environnementales pour le Lézard de Bonnal

	Tp	nuage	vent	roche	herbe	buisson	arbres
Tp							
nuage	-0.41702						
vent	-0.05038	0.116903					
roche	-0.09116	-0.07244	-0.17784				
herbe	-0.01696	0.169287	0.22644	-0.95212			
buisson	0.281614	-0.33914	-0.17252	-0.13506	-0.0885		
arbres	0.307298	-0.26157	-0.12579	-0.52684	0.29123	0.652156	
liolepis	0.01996	-0.06487	-0.02188	0.184238	-0.15405	-0.21543	-0.21608

Tableau 2 : Matrice de corrélation de Spearman entre covariables d'échantillonnage pour le Lézard catalan

	Tp	nuage	vent	roche	éboulis	herbe	buisson
Tp							
nuage	-0.7364						
vent	0.05176	-0.0344					
roche	0.087925	-0.00331	0.04361				
éboulis	-0.06031	0.221426	-0.06233	-0.12295			
herbe	-0.0643	0.017356	-0.16489	-0.56935	-0.52972		
buisson	0.144268	-0.34268	0.211297	-0.29786	-0.45532	0.103809	
bonnal	0.068229	0.107879	-0.02318	0.194989	0.145404	-0.11308	-0.31526

Tableau 3 : Matrice de corrélation de Spearman entre covariables d'échantillonnage pour le Lézard de Bonnal

Les deux ACP réalisées sur les données d'échantillonnage de chaque suivi (cf. Annexe 3 : Extrait du tableau de données utilisé pour l'ACP) ont chacune permis de restituer près de 50% de l'information initiale dès les deux premiers axes (cf. Figure 16 et Figure 17). Le cercle des corrélations est donc interprétable dès le premier plan (F1F2) pour chaque ACP et il est confirmé par la méthode non

paramétrique de Spearman, qui a mesuré la corrélation entre chaque covariables. Le choix arbitraire a été de discriminer les covariables similaires à plus de 70% (cf. Tableau 2 et Tableau 3).

Pour les données liées au suivi du Lézard catalan, le pourcentage de surface rocheuse et la couverture herbacée sont négativement corrélés à plus de 95%. Par ailleurs, la matrice indique que la surface rocheuse et la présence du Lézard catalan sont également corrélés à 18.4% et connaissant l'importance de ce substrat dans l'écologie du Lézard catalan, ce dernier est conservé et la couverture herbacée est laissée de côté pour le modèle d'occupation.

Concernant les données liées au suivi du Lézard de Bonnal, la couverture nuageuse et la température prises le jour du comptage sont corrélées à 73.6%, mais dans ce cas précis, la variable température est trop importante dans le cadre de cette étude sur les conséquences du réchauffement climatique (même si elle est semble peu corrélée à la présence du Lézard de Bonnal dans cette matrice). Ainsi aucune covariable n'est éliminée pour ce suivi.

3.3.2 Choix du modèle

Mendive	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(rocher),p(rocher.temperature.vent)	25.07	0	1.3478	0.2277
psi(.),p(rocher)	26.08	1.01	0.8623	0.4455
psi(rocher),p(rocher)	26.2	1.13	0.4666	0.8515
psi(.),p(.)	26.34	1.27	0.4387	0.8713
psi(rocher).p(.)	26.5141	1.4441	0.4667	0.8218

Tableau 4 : Classement des modèles d'occupation pour le site de Mendive

Mature	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(rocher.buisson),p(t.nebulosite.rocher)	101.2	0	0	0.9901
psi(rocher),p(t.rocher.temperature)	102.32	1.12	1.5352	0.1782
psi(rocher),p(t.nebulosite.rocher)	102.32	1.12	1.5488	0.1782
psi(rocher.buisson),p(nebulosite.rocher.buisson)	103.2	2	1.0878	0.3663

Tableau 5 : Classement des modèles d'occupation pour le site de Mature

Estérençuby	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(.),p(.)	28.02	0	1.126	0.3762
psi(buisson),p(buisson)	29.59	1.57	1.183	0.2673
psi(.),p(t)	31.23	3.21	1.716	0.2079
psi(buisson),p(buisson.vent)	31.33	3.31	1.1909	0.3069

Tableau 6 : Classement des modèles d'occupation pour le site d'Esterencuby

Arrious	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(rocher),p(t.rocher.eboulis.buisson)	124.9	0	0	0.99
psi(buisson.rocher.eb),p(t)	127.58	2.68	8.41	0
psi(rocher.eboulis.buisson),p(t.rocher.eboulis.buisson)	128.07	3.17	6.5	0

Tableau 7 : Classement des modèles d'occupation pour le site d'Arrious

Anglas	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(rocher),p(t.rocher.eboulis.buisson.vent)	113.45	0	1.0267	0.347
psi(rocher),p(t.rocher.eboulis.buisson)	114.57	1.12	0	0.99
psi(rocher.buisson.eboulis),p(t.rocher.eboulis.buisson.vent)	115.22	1.77	1.121	0.2871

Tableau 8 : Classement des modèles d'occupation pour le site d'Anglas

Ossau nord	AIC	Δ AIC [2-10]	surdispersion (~1)	test du Khi-deux (>0.05)
psi(rocher),p(rocher.buisson)	113.45	0	0.5148	0.8218
psi(.),p(.)	114.57	1.43	0.6413	0.6733
psi(rocher),p(rocher.buisson.temp)	115.22	1.82	0.6963	0.5743

Tableau 9 : Classement des modèles d'occupation pour le site d'Ossau nord

Face à la disparité de paysages des sites, un modèle d'occupation a été évalué pour chaque site afin d'avoir un taux d'occupation le plus réaliste possible. Pour site, les modèles sont classés par ordre d'AIC croissant et seuls les modèles présentant un niveau élevé de soutien empirique (dont $\Delta AIC < 2$) sont conservés.

Pour le site de Mendive (cf, Tableau 4), le modèle (psi(rocher),p(rocher.temperature.vent)) présente l'AIC le plus bas mais aussi un c-chapeau de 1.348 alors que les modèles suivants présentent moins de surdispersion. Ainsi le modèle conservé sera le suivant : psi(rocher),p(rocher) car il présente un c-chapeau particulièrement bas, une probabilité de variable de test du Khi-deux parmi les plus élevées et aussi par la connaissance de l'écologie du Lézard de Bonnal qui est fortement lié à la présence de rochers.

Dans cette logique les modèles suivants ont été retenus :

Site Mendive	psi(rocher),p(rocher)
Site Mature	psi(rocher.buisson),p(t.nebulosite.rocher)
Site Esterencuby	psi(.),p(.)
Site Arrious	psi(rocher),p(t.rocher.eboulis.buisson)
Site Anglas	psi(rocher),p(t.rocher.eboulis.buisson)
Site d'Ossau nord	psi(rocher),p(rocher.buisson)

Tableau 10 : Modèles d'occupation retenus pour chaque site de suivi des lézards gris

3.3.3 Taux d'occupation

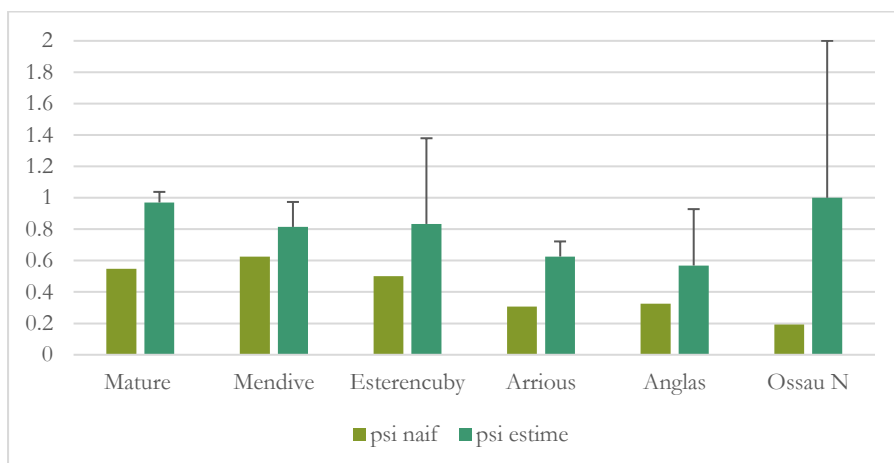


Figure 18 : Comparaison du taux d'occupation (avec écart-type) en 2018, avec ou sans modélisation

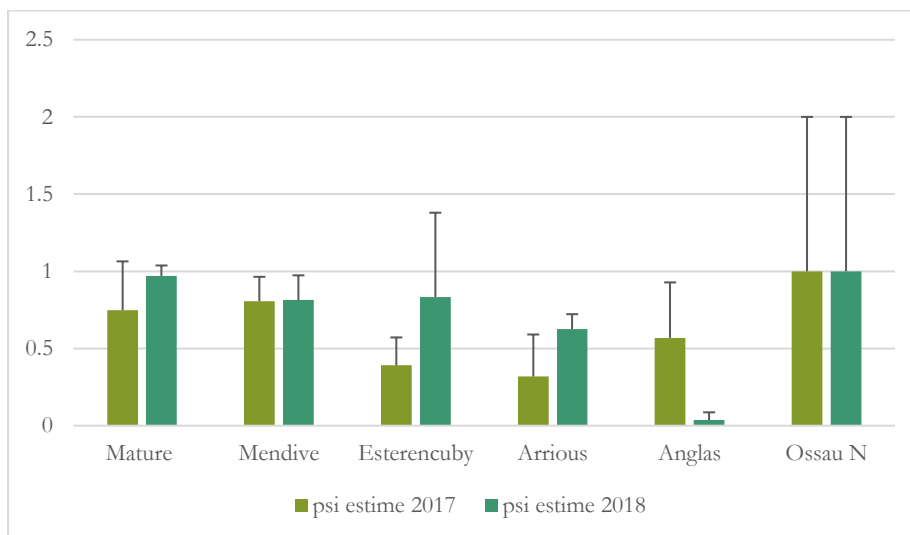


Figure 19 : Comparaison du taux d'occupation entre 2017 et 2018, par site

La tendance d'occupation des sites semble à la hausse de 2017 à 2018, hormis pour le site d'Anglas pour lequel la valeur psi est anormalement basse en 2018.

4 DISCUSSION

4.1 VARIABLES CLIMATIQUES

Les variables actuelles d'échantillonnage pourraient être ajustées afin de modéliser le taux d'occupation avec plus de précision. La variable pluviométrie prise le jour du comptage semble contredire le protocole qui encourage à éviter les jours de pluie. Cependant cette variable prend toute son importance si elle est considérée à la semaine ou au mois, puisqu'au cours de la saison d'activité, les reptiles sont beaucoup plus facilement détectables juste avant ou après une période pluvieuse. D'une façon générale, les variables température et pluviométrie, considérées à la saison, pourraient largement contribuer à comprendre l'occupation d'un site. La variable hygrométrie ne peut pas être évaluée sur place avec le matériel actuel mais puisqu'elle est liée à l'arrivée d'une précipitation, ce serait judicieux de la prendre en compte dans les covariables. Enfin, le Lézard de Bonnal est certainement influencé par la qualité des hivers et du manteau neigeux puisque c'est ainsi qu'il reste protégé des parasites et des prédateurs une grande partie de l'année. Intégrer les températures hivernales ainsi que la quantité de neige tombée, en covariables, est à envisager. A cet effet, des stations météorologiques ont été mises en place au début du programme des Sentinelles du climat (2016), sur tous les sites de suivi des lézards gris dans les Pyrénées. Cependant, plusieurs dysfonctionnements sont survenus en 2017 et plusieurs de ces stations n'ont pas restitué de données climatiques.

Si la possibilité d'exploiter ces résultats se confirme, une autre voie d'exploration pourrait s'ouvrir : la comparaison des habitats. En effet chaque site possède une configuration unique en termes de substrat rocheux, de végétation, de coordonnées géographiques (et exposition) mais aussi potentiellement de microclimat. Une ACP de toutes ces variables descriptives et des variables climatiques par saison (incluant la période hivernale) par site pourrait révéler des habitats similaires inter-sites mais aussi de fortes disparités. Des variations de températures saisonnières importantes entre différents sites peuvent avoir des répercussions sur la phénologie des espèces (Bairlein & Winkel 2001, Fitter & Fitter 2002). Par exemple chez les reptiles, une avancée de la période d'activité de la Vipère aspic *Vipera aspis* a été reportée (Rugiero *et al.*, 2014), une espèce observée sur les sites d'Estérençuby et d'Arrious cette année, et généralement présente dans le même habitat que le Lézard de Bonnal et le Lézard catalan.

De plus, des variations phénologiques chez plusieurs reptiles d'affinité méditerranéenne ont également été mises en évidence (Prodon *et al.* 2017), ce qui concernerait directement le Lézard catalan. L'adaptation (ou non) des lézards étudiés à une grande amplitude climatique apporterait des informations précieuses concernant leurs plasticités phénotypiques.

4.2 PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE

Le nombre de placettes a été calculé d'une part, pour que l'échantillon complet soit représentatif de la zone d'étude mais aussi afin minimiser l'effort de suivi. A terme, le protocole devrait entièrement reposer sur cette nouvelle configuration de sites échantillonnés selon des placettes indépendantes. Il semble que la méthode d'échantillonnage soit un élément crucial à prendre en compte pour ajuster les modèles de détection et pour obtenir une estimation non biaisée de la probabilité d'occupation (Bailey *et al.*, 2004) (Pellet et Schmidt, 2005). Les résultats obtenus pour les modèles d'occupation de ces deux années de suivis sont satisfaisants et valident notre protocole ainsi que notre méthode d'échantillonnage. Il sera judicieux d'observer d'une part les mouvements populationnels sur les cartes de chaleur et d'autre part l'évolution du taux d'occupation des placettes dans le temps, afin d'ajuster le découpage si un brusque changement du taux d'occupation n'était pas explicable. De plus, en vue d'un déplacement potentiel des populations de lézards en altitude, il serait intéressant de considérer la méthode de l'adaptive sampling (Besnard A., 2010) : si la dernière placette voit son taux d'occupation augmenter, l'observateur pourra prospecter les placettes adjacentes une par une jusqu'à que l'espèce soit détectée, et ajouter au plan d'échantillonnage la quantité de placettes indépendantes nécessaires sans pour autant devoir changer le modèle d'occupation et les résultats obtenus dans l'ancienne configuration.

Par ailleurs, maintenant que chaque site est constitué de placettes de surface connue, il est possible de calculer la densité moyenne de lézard par placette et par site. Cette information est à intégrer comme covariable explicative dans les modèles d'occupation, ainsi les taux d'occupation pourront être comparés entre sites avec plus de justesse.

Il ressort également dans une autre étude menée sur une communauté de salamandres terrestres dans le Parc national des *Great Smoky Mountains* (Bailey *et al.*, 2004), que l'effort d'échantillonnage influence fortement la probabilité de détection, ce qui paraît plutôt intuitif. Le suivi est effectué par un nouveau stagiaire chaque saison avec l'aide du maître de stage pour le premier comptage sur chaque site. Ainsi la meilleure alternative semble de simplement tenir compte du changement d'observateur comme covariable dans un modèle multisaïson, avec pour seule récurrence l'observateur du premier comptage effectué sur chaque site, à chaque saison.

Enfin, prendre en compte la phénologie de chaque espèce pourrait également venir appuyer l'importance de certaines détections. En effet pour le Lézard de Bonnal par exemple, si un individu était détecté en dehors de sa période normale d'activité (fin mai à début octobre) ou dans des fenêtres de températures au-delà de son maximum thermique critique, cela devrait peser certainement plus dans le modèle d'occupation qu'une observation faite pendant un pic d'activité (en période d'accouplement par exemple). Cependant cette approche nécessiterait de modifier le protocole et d'ajouter des dates de prospection

4.3 MODELES D'OCCUPATION

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que plusieurs variables environnementales, notamment en lien avec des éléments paysagers des placettes, influencent la probabilité de détection et d'occupation des deux espèces de lézards étudiées. Concernant le Lézard de Bonnal, le seul modèle correct sur le site d'Arrious est $\text{psi}(\text{roche}), p(t.\text{rocher}.\text{eboulis}.\text{buisson})$, malgré l'abondance de lézards et le fait que ce site soit le plus grand et donc contienne le plus grand nombre de placettes. On peut l'expliquer ainsi : les relations entre environnement et présence des lézards sont décrites ici comme linéaires. Chaque modèle se lit ainsi : $\text{logit}(\text{psi}) = a1*\text{covariable1} + a2*\text{covariable 2} + a3*c3... \text{ etc.}$ Par exemple dans le cas du site de Mendive, $\text{logit}(\text{psi}) = a1*1 + a2*(\text{rocher})$. Comme observé avec l'altitude, la présence d'une espèce peut être corrélée aux covariables selon différents types de relations, comme une relation logarithmique décimale ou une relation quadratique. Il serait intéressant d'observer dans un premier temps la distribution de la présence d'une espèce selon chaque covariable, et munis de la tendance visible graphiquement, explorer les relations les plus adéquates.

La méthode d'occupation a une saison a permis d'ajuster les modèles et de comparer les taux d'occupation d'une année sur l'autre. Celle-ci implique que la population est fermée sur toute la saison. La méthode d'occupation dynamique permet de considérer qu'il peut y avoir des colonisations et des extinctions entre les sessions d'observation. Dans le cas du Lézard catalan, qui produit plusieurs pontes par saison, la méthode dynamique pourrait être plus adaptée à son écologie que celle utilisée actuellement.

5 CONCLUSION

Les cartes de chaleur et graphiques de répartition altitudinale montrent un début de tendance à la remontée en altitude du Lézard des murailles sur le site d'Arrious et du Lézard catalan sur le site de la Mature. Les taux d'occupation montre une tendance à la colonisation des sites entre 2017 et 2018.

Les résultats de cette étude, au bout de deux ans de suivis des lézards gris, nous permet ainsi d'avancer que la configuration d'échantillonnage des transects et les modèles d'occupation par site déterminés semblent pertinents. Les déplacements populationnels de 2017 à 2018 semblent aller dans le sens des hypothèses de colonisation du Lézard des murailles et du Lézard catalan. Cependant, malgré le fait que les lézards gris sont des espèces ectothermes et leur réponse au changement de leur environnement est très rapide, deux années de suivi ne permettent pas de proposer un scénario fiable, simplement parce que nous

ne disposons pas encore d'assez de recul et que les covariables climatiques utilisées ici sont saisonnières et ne définissent pas un modèle climatique.

Pour la prochaine saison de suivi, réajuster le protocole d'échantillonnage en tenant compte des nouvelles covariables d'intérêt apporterait plus de précision à l'étude. Le suivi du décalage du point de chevauchement le long d'un gradient altitudinal entre les deux espèces de lézards permettra d'apporter des réponses quant aux limites de leurs syntopies, ainsi qu'à leurs devenir.

Il serait également intéressant d'utiliser un modèle multisaison après plusieurs années de suivi, en rapport avec les covariables pour calculer un taux d'extinction et/ou de colonisation pour chaque espèce. Les résultats du modèle d'occupation dynamique multisaison de Mackenzie *et al.*, une fois idéalement ajusté, devraient fournir des modèles d'occupation probabilistes fiables. À terme, ces résultats pourraient constituer des arguments pour orienter les politiques de conservation.

Par ailleurs, les résultats d'une autre étude menée sur un cortège d'une douzaine de reptiles en Espagne montrent une tendance unique, la remontée de ces espèces selon un gradient latitudinal pour faire face aux hausses de température (Moreno-Rueda *et al.*, 2009). Ces conclusions pourraient compléter modifier les scénarios proposés actuellement : la remontée vers le nord du Lézard des murailles par exemple, pourrait éviter la situation d'exclusion compétitive avec le Lézard de Bonnal. Il en va de même pour les espèces prédatrices telles que la Vipère aspic *Vipera aspis* et la Coronelle lisse *Coronella austriaca*. Mais la réponse des reptiles n'est pas seulement liée à leur capacité de dispersion, elle peut aussi être contrainte par de potentielles barrières géographiques et anthropiques.

Lors des dernières périodes interglaciaires il semblerait que le Lézard de Bonnal ait trouvé refuge dans des abris (ce qui a provoqué le fractionnement de ses populations) alors que les conditions climatiques étaient bien pires qu'aujourd'hui (Pottier, 2013). Cela indique que le Lézard de Bonnal n'a pas développé de réponse écophysiologique adaptative face à la hausse de température dans le passé. Le phénomène actuel de réchauffement est aggravé par les activités humaines. Son isolement en altitude et dans une chaîne de montagne peu exploitée épargnent au Lézard de Bonnal de nombreuses menaces anthropiques qui pèsent généralement sur l'herpétofaune, mais sa niche thermique étroite rend ce lézard pyrénéen particulièrement sensible. En pratique, cela signifie une probabilité de recolonisation faible ou nulle en cas d'extinction locale.

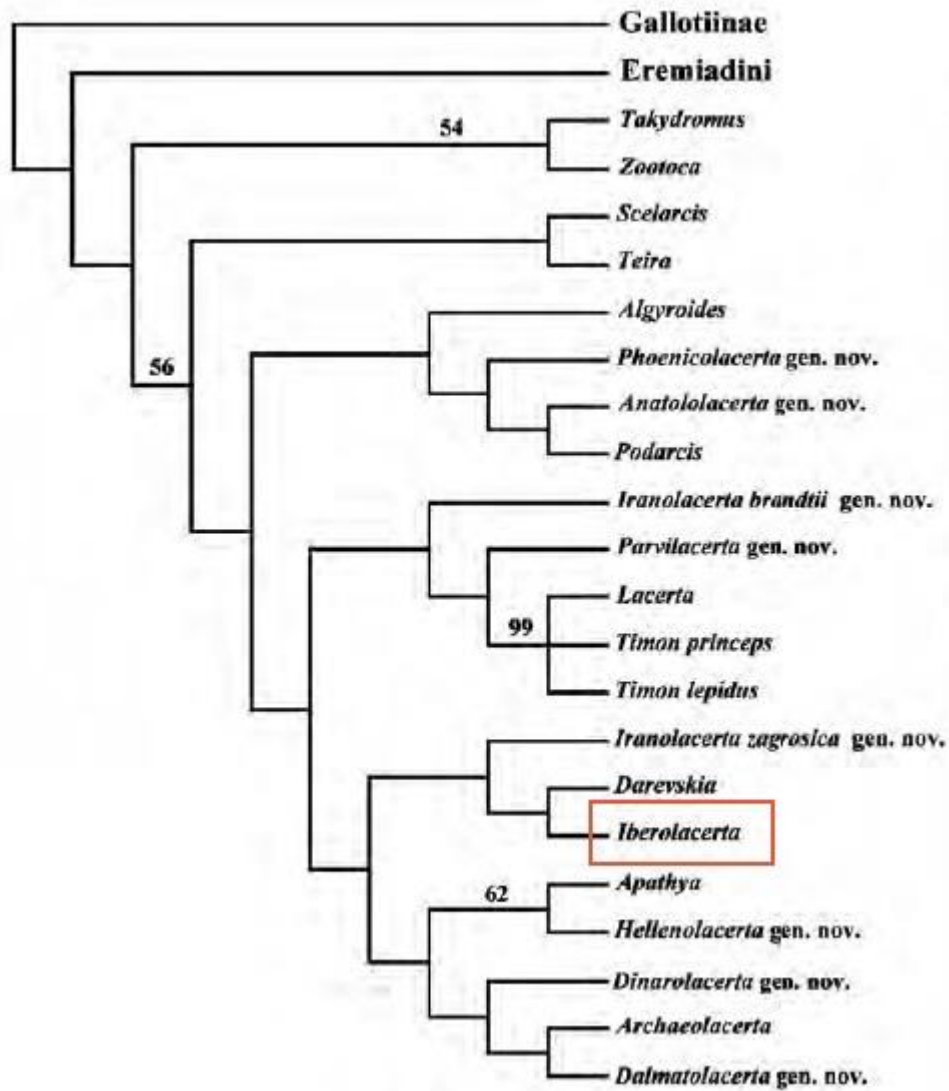
Dans l'actuel contexte d'intensification anthropique du réchauffement climatique global, le maintien de la ceinture alpine des Pyrénées est incertain à moyen terme, et les espèces qui lui sont liées apparaissent toutes très vulnérables. Avec plus de recul, le programme des Sentinelles du climat devrait permettre de proposer des scénarios fiables pour le Lézard de Bonnal et le Lézard catalan mais aussi pour un cortège d'espèces également dépendantes du climat montagnard. Cependant les mesures à prendre sont d'ordre mondial et dépassent la problématique de conservation de ces espèces.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 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.
- ARRIBAS O., 2000 - Taxonomic revision of the Iberian 'Archaeolacertae' III: Diagnosis, morphology, and geographic variation of *Iberolacerta bonnali*. *HERPETOZOA* 13 (3/4): 99 - 131 99
- BERRONEAU M. 2014 - Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine Ed. C. Nature, Association Cistude Nature, Le Haillan, France, 256p.
- BERRONEAU M., 2015. – Guide des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. C. Nature., Le Haillan, Gironde, France : Association Cistude Nature, 180 p
- Besnard A. & J.M. Salles, 2010. Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000. 62 pages.
- EL-GABBAS A., BAHA EL DIN S., ZALAT S. & GILBERT F., 2016. – Conserving Egypt's reptiles under climate change. *Journal of Arid Environments*, **127** : 211-221 doi : 10.1016/j.jaridenv.2015.12.007.
- LOURDAIS O. & MIAUD C., 2016. – Protocoles de suivi des populations de reptiles de France, POPReptiles. Société Herpétologique de France, 26 p.
- MACKENZIE et al., 2002 - Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one.
- MACKENZIE et al., 2002 - Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly.
- MALLARD F. (coord.), 2017- Programme les sentinelles du climat – Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle Aquitaine
- MALLARD F. (coord.), 2017. Programme les sentinelles du climat – Tome III : Cadre de la modélisation prédictive des réponses des espèces face au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine, 90 p.
- MORENO-RUEDA et al., 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.
- MURATET J., 2015 - Identifier les reptiles de France métropolitaine, Association Ecodiv, 530 p.
- PRODON R. et al., 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.
- SINERVO B. et al., 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science* 328:894-899.
- THOMPSON G. G., WITHERS P. C., PIANKA E. R. & THOMPSON S. A., 2003. – Assessing biodiversity with species accumulation curves; inventories of small reptiles by pit-trapping in Western Australia. *Austral Ecology*, **28** (4) : 361–383.

ANNEXES

ANNEXE 1 : RELATIONS PHYLOGENETIQUES AU SEIN DES LACERTIDAE DE LA TRIBU DES LACERTINI (ARNOLD ET AL. 2007)



**ANNEXE 2 : DIFFERENTS CRITERES DE DETERMINATION DES QUATRE
ESPECES DE LEZARDS GRIS D'AQUITAINE (BERRONEAU, 2015)**

	Lézard des murailles	Lézard catalan	Lézard de Bonnal	Lézard vivipare
Forme générale	Lézard aplati horizontalement et robuste	Lézard aplati horizontalement, petit et peu robuste	Lézard aplati horizontalement	Lézard aplati verticalement, généralement petit et trapu
Forme de tête	Museau grand, long et droit	Museau court, fin et pointu	Museau grand et long, arcade sourcilière marquée (profil "crocodilien")	Museau très court et arrondi, tête haute
Ecaillure	Fine	Fine	Fine	Grossière, possibilité de compter les écailles dorsales
Motifs dorsaux	Mâle généralement marbré, ligne vertébrale et aspect ligné fréquents chez les femelles	Mâle généralement marbré, aspect ligné très marqué chez les femelles	Dos uni et flanc sombre, pas de ligne vertébrale sombre	Robe rarement marbré, ligne vertébrale sombre fréquente
Face ventrale	Parfois orangé, écailles latérales bleues fréquentes	Souvent orangé, écailles latérales bleues possibles	Jamais orangé, pas d'écailles latérales bleues	Parfois orangé, pas d'écailles latérales bleues
Ecaille internasale	Ne touche pas la rostrale	Ne touche pas la rostrale	Touche largement la rostrale	Ne touche pas la rostrale
Présence d'une ocelle blanche entourée de noir au- dessus de l'épaule	Oui	Non	Non	Non

ANNEXE 3 : EXTRAIT DU TABLEAU DE DONNEES UTILISE POUR L'ACP

label	temperature	nebulosite	vent	roche	herbe	buisson	arbres	liolepis
P1Me1	28.6	65	2	50	50	0	0	0
P2Me1	28.6	65	2	60	40	20	0	0
P3Me1	25.4	70	1	60	40	0	0	1
P4Me1	25.2	70	1	60	40	10	0	1
P5Me1	26.5	70	1	60	40	0	0	0
P6Me1	27	70	0.5	50	50	0	0	1
P7Me1	27	70	0.5	50	50	0	0	1
P8Me1	27	70	0.5	30	70	10	0	0
P1Me2	26.6	80	2	50	50	0	0	0
P2Me2	26.6	80	2	60	40	20	0	0
P3Me2	26.6	80	2	60	40	0	0	1
P4Me2	26.6	80	2	60	40	10	0	1
P5Me2	26.6	80	2	60	40	0	0	1
P6Me2	26.6	100	3	50	50	0	0	1
P7Me2	26.6	100	3	50	50	0	0	1
P8Me2	26.6	100	3	30	70	10	0	0
P1Me3	24	10	2	50	50	0	0	0
P2Me3	24	10	2	60	40	20	0	0
P3Me3	24	10	2	60	40	0	0	1
P4Me3	24	10	2	60	40	10	0	0
P5Me3	24	10	2	60	40	0	0	1
P6Me3	25	0	3	50	50	0	0	1
P7Me3	25	0	3	50	50	0	0	1
P8Me3	25	0	3	30	70	10	0	0
P1E1	21.6	40	2	40	50	40	0	0
P2E1	18.3	40	2	30	80	0	0	1
P3E1	18.4	40	2	30	90	20	0	0
P4E1	17.4	40	2	30	80	20	0	0
P5E1	17.1	40	2	40	80	40	0	0
P6E1	17.1	40	2	40	80	40	0	0

RESUME

La rapidité du réchauffement climatique actuel est préoccupante vis-à-vis de la biodiversité. Pour étudier la réponse de cette dernière face à ce changement, l'association Cistude Nature a lancé le programme Sentinelles du Climat (2016-2021) à l'échelle de la Nouvelle Aquitaine. Ce programme a sélectionné des espèces particulièrement sensibles au réchauffement climatique ; parmi elles, le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* et le Lézard catalan *Podarcis liolepis*. 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. Les individus de ces lézards gris sont recensés chaque année sur des sites d'altitude de la chaîne Pyrénéenne, selon une méthode proche du protocole *PopReptiles*, afin d'étudier l'évolution de leurs aires de répartition au cours du temps. Plusieurs variables de site et d'échantillonnage sont également relevées et afin d'être intégrées comme covariables.

Au cours de cette étude, leur taux d'occupation sur chaque site est estimé au moyen du modèle d'occupation à une saison de Mackenzie *et al.*, qui tient compte l'imperfection de la détection d'une espèce. L'analyse en composantes principales effectuée avec une méthode de corrélation non paramétrique de Spearman pour sélectionner différentes covariables environnementales a permis d'alléger le modèle du Lézard de Bonnal, et d'observer comment est influencée chaque espèce. Les sites disposés en transect ont également dû être découpés en placettes indépendantes et une nouvelle configuration est proposée et testée. Les covariables de site ont été retenues comme plus significatives que les covariables climatiques dans les modèles d'occupation. Les taux d'occupation des sites sont globalement en hausse de 2017 à 2018, et le Lézard catalan semble avancer sur le site de Mature et le Lézard des murailles est aussi remonté en direction du Lézard de Bonnal sur le site d'Arrious. Cette étude ne permet pas pour le moment de tirer des conclusions à propos de l'impact du réchauffement climatique sur le Lézard de Bonnal ou le Lézard catalan et plus des données climatiques plus précises sont attendues pour la prochaine saison.

Mots-clefs : Lézard de Bonnal, Lézard catalan, ectotherme, Sentinelles du Climat, modèle d'occupation, probabilité de détection, méthode de Mackenzie *et al.*, analyse en composantes principales, test de corrélation de Spearman