

Mise en place d'un suivi à long terme  
des populations de Léopard de Bonnal  
*Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927)  
dans le Parc national des Pyrénées :  
méthodologie retenue, faisabilité  
et premiers résultats

Jean-Marc THIRION, Julie VOLLETTE, Jérôme LAFFITE & Marc CHEYLAN



DIRECTEUR DE LA PUBLICATION / *PUBLICATION DIRECTOR*: Gilles Bloch,  
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF*: Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTE DE RÉDACTION / *ASSISTANT EDITOR*: Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / *PAGE LAYOUT*: Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD*:

Luc Abbadie (UPMC, Paris)  
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colémbert)  
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)  
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)  
Patrick De Wever (MNHN, Paris)  
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)  
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)  
Romain Garrouste (MNHN, Paris)  
Grégoire Gautier (DRAAF Occitanie, Toulouse)  
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)  
Frédéric Gosselin (INRAE, Nogent-sur-Vernisson)  
Patrick Haffner (PatriNat, Paris)  
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)  
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)  
Isabelle Le Viol (MNHN, Concarneau)  
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Hauts-de-France, Amiens)  
Serge Muller (MNHN, Paris)  
Francis Olivereau (DREAL Centre, Orléans)  
Laurent Poncet (PatriNat, Paris)  
Nicolas Poulet (OFB, Vincennes)  
Jean-Philippe Siblet (PatriNat, Paris)  
Laurent Tillon (ONF, Paris)  
Julien Touroult (PatriNat, Paris)

COUVERTURE / *COVER*:

Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) à côté du symbole «tête d'Isard» qui délimite le Parc national des Pyrénées dans le vallon d'Arrious.  
Crédit photo: OBIOS.

*Naturae* est une revue en flux continu publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris  
*Naturae* is a fast track journal published by the Museum Science Press, Paris

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi / *The Museum Science Press also publish*:  
*Adansonia, Zoosystema, Anthrozoologica, European Journal of Taxonomy, Geodiversitas, Cryptogamie* sous-sections *Algologie, Bryologie, Mycologie, Comptes Rendus Palevol*.

Diffusion – Publications scientifiques Muséum national d'Histoire naturelle  
CP 41 – 57 rue Cuvier F-75231 Paris cedex 05 (France)  
Tél. : 33 (0)1 40 79 48 05 / Fax : 33 (0)1 40 79 38 40  
diff.pub@mnhn.fr / <https://sciencepress.mnhn.fr>

© Cet article est sous licence Creative Commons Attribution 4.0 International License. (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)  
ISSN (électronique / electronic) : 2553-8756

# Mise en place d'un suivi à long terme des populations de Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) dans le Parc national des Pyrénées : méthodologie retenue, faisabilité et premiers résultats

**Jean-Marc THIRION**

**Julie VOLLETTE**

Association OBIOS,  
22 rue du docteur Gilbert, F-17250 Pont l'Abbé d'Arnoult (France)  
thirion.jean-marc@sfr.fr  
association.obios@gmail.com

**Jérôme LAFFITE**

Parc national des Pyrénées,  
Villa Fould, 2 rue du 4 septembre, boîte postale 736, F-65007 Tarbes cedex (France)  
jerome.lafitte@pyrenees-parcnational.fr

**Marc CHEYLAN**

École pratique des hautes Études, Université Paris Sciences Lettres,  
4-14 rue Ferrus, F-75014 Paris (France)  
marc.cheylan@gmail.com

Soumis le 17 mars 2023 | Accepté le 27 septembre 2023 | Publié le 27 mars 2024

Thirion J.-M., Vollette J., Laffite J. & Cheylan M. 2024. — Mise en place d'un suivi à long terme des populations de Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) dans le Parc national des Pyrénées : méthodologie retenue, faisabilité et premiers résultats. *Naturae* 2024 (6): 105-119. <https://doi.org/10.5852/naturae2024a6>

## RÉSUMÉ

Endémique des Pyrénées, le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) est une espèce d'importance majeure pour le Parc national des Pyrénées (PNP), qui détient près de 40 % de sa distribution mondiale. Le changement climatique constitue une menace avérée pour cette espèce, inféodée aux milieux rocheux des étages alpins et subalpins de la chaîne. À la demande du PNP, un protocole de suivi à long terme a été mis en place pour évaluer, dans le futur, l'évolution spatiale et temporelle des populations. Pour cela, 123 placettes de 1000 m<sup>2</sup> en moyenne ont été positionnées dans 11 secteurs d'étude, couvrant une bonne partie de la distribution spatiale et altitudinale française de l'espèce. Ces placettes ont été prospectées trois fois 15 minutes par un ensemble d'observateurs durant la saison d'activité des lézards, en appliquant la méthode du N-Mixture proposée au début des années 2000 par MacKenzie, Royle & Nichols. Le temps de détection d'un individu sur les placettes occupées par le Lézard de Bonnal est court (en moyenne de 4,18 min) ce qui valide le choix de restreindre les trois visites à 15 min de prospection. La modélisation des facteurs influençant l'abondance du Lézard de Bonnal montre que certaines caractéristiques jouent un rôle de premier plan : taille des blocs, abondance de la strate herbacée, nature de la roche et présence du Lézard des murailles *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). Elle permet d'estimer un taux d'occupation moyen de l'ordre de 0,81 et une probabilité moyenne de détecter l'espèce comprise entre 0,76 et 0,85. Les deux années de test montrent que la méthode est bien adaptée aux objectifs poursuivis ainsi qu'aux contraintes matérielles formulées par le PNP. Le protocole mis en place sera reconduit par le PNP tous les cinq ans. Cette périodicité devrait permettre d'évaluer l'évolution des populations de Lézard de Bonnal sur le plan spatial et temporel, en réponse aux effets du changement climatique et à la progression du Lézard des murailles aux altitudes basses de sa distribution.

**MOTS CLÉS**  
Changement  
climatique,  
N-Mixture.

## ABSTRACT

*Implementation of a long-term monitoring of Pyrenean Rock Lizard Iberolacerta bonnali (Lantz, 1927) populations in the Pyrenees National Park: chosen methodology, feasibility and first results.*

Endemic to the Pyrenees, the Pyrenean Rock Lizard *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) is a major species for the Pyrenees National Park (PNP), which detained nearly 40 % of its global distribution. Climate change is a proven threat to this species, dependent on the rocky environments of the alpine and subalpine zones of the Pyrenees mountain range. At the request of the PNP, a long-term monitoring protocol has been implemented to assess, in the future, the spatial and temporal evolution of populations of Pyrenean Rock Lizard, in a context of climate change which promotes a rise of Common Wall Lizard *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). For that purpose, 123 plots with an average of 1000 m<sup>2</sup> were positioned in 11 study sectors, covering a large part of the French spatial and altitudinal distribution of the species. These plots were surveyed over three 15-minute periods by a set of observers during the lizard season activity. All the observers took part in the field observations after practical and theoretical training in the detection and recognition of the two species of lizards to improve reliability. Lizards abundance records in the plots were analyzed applying the N-Mixture method proposed in the early 2000 s by MacKenzie, Royle and Nichols. The altitudinal distribution varies significantly between the two species of lizards. Pyrenean Rock Lizard is more common in the subalpine zone while Common Wall Lizard is very common in the montane zone and in the lower part of the subalpine zone. The detection time of an individual on the plots occupied by the Pyrenean Rock Lizard is short (on average 4.18 mins) which validates the choice to restrict to three 15-minute periods of prospecting. Modeling of factors influencing abundance of the Pyrenean Rock Lizard shows that some characteristics take a leading role: size of boulders, abundance of herbaceous, type of rock and presence of the Common Wall Lizard. The estimated mean density ( $\lambda$ ) is 5.68 Pyrenean Rock Lizards per plot (SD = 1.83) and the estimated population size of all plots is 701 individuals (95% CI = 582.3 – 843.9). This allows to estimate an average occupancy rate of around 0.81, and an average probability of detecting the species between 0.76 and 0.85. The two years of testing show that the method is well suited to the objectives pursued as well as to the material constraints formulated by the PNP. The protocol established will be renewed by the PNP every five years, given the dynamics of Pyrenean Rock Lizard observed on certain sites and human resources that can be spent in this long-term monitoring. A regular training of actors of this monitoring is also required to sustain the experience acquired. This should enable to evaluate evolution of Pyrenean Rock Lizard populations spatially and temporally, in response to effects of climate change and progression of the Common Wall Lizard at lower altitudes of its distribution.

## KEY WORDS

Climatic change, N-mixture.

## INTRODUCTION

L'évaluation des tendances démographiques des populations animales et végétales constitue un préalable à toute action de conservation, ainsi qu'un préalable à toute recherche destinée à comprendre la dynamique d'une espèce (Yoccoz *et al.* 2001 ; Nichols & Williams 2006). Cela passe nécessairement par la mise en place de programmes de monitoring permettant de juger de la réalité des tendances observées (Goldsmith 1991 ; Yoccoz *et al.* 2001 ; Nichols & Williams 2006). Dès lors, il est normal que les tendances démographiques observées chez une espèce soient un des critères les plus souvent mis en avant pour juger de l'urgence à entreprendre des mesures de conservation. Ainsi, les listes rouges de l'UICN se basent largement sur ce critère puisque les cinq éléments retenus pour évaluer les menaces qui pèsent sur l'avenir d'une espèce font appel à la dynamique des populations, sous une forme ou sous une autre : réduction de la taille de la population, déclin du nombre de sous-populations ou du nombre d'individus matures, probabilité d'extinction de la population (UICN 2012). C'est également vrai pour le rapportage, auprès de la commission

européenne, du statut de conservation des espèces d'intérêt communautaire relevant de la directive Habitats-Faune-Flore (Mistarz 2021). Connaître la dynamique des espèces est donc le socle des politiques de préservation de la biodiversité (Balmford *et al.* 2003). Fort malheureusement, cette information fait très largement défaut en raison du peu de suivis à long terme mis en œuvre (Lengyel *et al.* 2018). Le programme « EuMon database on Biodiversity Monitoring Schemes » développé à l'échelle européenne ne recense par exemple que 646 programmes de surveillance des espèces et des habitats sur les 35 pays européens étudiés (Lengyel *et al.* 2018).

Pour pallier ce manque, il est de plus en plus fait appel aux sciences participatives qui peuvent, sous certaines conditions, apporter des informations pertinentes sur les évolutions de la biodiversité, en prenant en compte les limites de ce type de données (Devictor *et al.* 2010 ; Bonter & Cooper 2012 ; McKinley *et al.* 2017 ; Thornhill *et al.* 2021 ; Santos *et al.* 2022). Cependant, lorsque l'on s'adresse à des espèces cryptiques ou rares, des suivis spécifiques protocolés sont plus à même d'évaluer les tendances démographiques des populations (Mazerolle *et al.* 2007). Ces suivis protocolés permettent,



à l'échelle mondiale ou régionale, d'estimer pour un grand nombre d'espèces de vertébrés les changements temporels d'état de la biodiversité (Collen *et al.* 2009; Almond *et al.* 2022). Sur la base de ces suivis, une estimation des pertes d'abondance à l'échelle mondiale est ainsi régulièrement mise à jour (<https://www.livingplanetindex.org/>, dernière consultation le 12 février 2024). Bien que la qualité des résultats ne soit pas exempte de critiques, en raison notamment de la répartition spatiale et de la qualité des données sources (Magurran *et al.* 2010; Galewski *et al.* 2011; McRae *et al.* 2017), ceux-ci sont largement mis à profit pour rendre compte des pertes de biodiversité à l'échelle mondiale et régionale. Dans cette évaluation, les reptiles non aviens sont sans surprise fortement sous-représentés (796 populations à l'échelle mondiale pour 240 espèces, pour un total mondial connu de 11 940 espèces selon *The Reptile Database*, <https://reptile-database.reptarium.cz/>, dernière consultation le 12 février 2024), alors qu'ils contribuent pour 30 % à la richesse mondiale des vertébrés terrestres. Ce groupe mérite pourtant toute notre attention en raison des tendances négatives enregistrées à l'échelle mondiale (Gibbons *et al.* 2000; Böhm *et al.* 2013; Saha *et al.* 2018) mais aussi à l'échelle de la région méditerranéenne (Cox *et al.* 2006; Santos *et al.* 2022).

La mise en place de suivis protocolés chez les reptiles pose toutefois des difficultés particulières de par leur mode de vie souvent discret (Mazerolle *et al.* 2007), d'où le peu de suivis mis en place actuellement dans ce groupe (McRae *et al.* 2017; Ward *et al.* 2017). En France, seules quelques espèces font l'objet de suivis à long terme : Lézard vivipare *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) (Massot *et al.* 2011), Lézard ocellé *Timon lepidus* (Daudin, 1802) (Doré *et al.* 2011), Lézard à deux raies *Lacerta bilineata* Daudin, 1802 (Guiller *et al.* 2022), Tortue d'Hermann *Testudo hermanni* Gmelin, 1789 (Cheylan *et al.* 2007; Couturier *et al.* 2013), Phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea* (Gené, 1839) (Cheylan *et al.* 2018), Cistude d'Europe *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) (Olivier *et al.* 2010; Cheylan & Poitevin 1998; Duguay & Baron 1998), Couleuvre verte et jaune *Hierophis viridiflavus* (Lacépède, 1789) et Couleuvre d'esculape *Zamenis longissimus* (Laurenti, 1768) (Lelièvre *et al.* 2013), Vipère d'Orsini *Vipera ursinii* (Bonaparte, 1835) (Baron *et al.* 1996) et Vipère péliade *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) (Guiller *et al.* 2022). Pour ces espèces, les suivis mis en place ne concernent au mieux qu'une ou deux populations, ce qui limite l'interprétation des tendances démographiques observées à plus grande échelle. Par ailleurs, ces suivis sont rarement soutenus par des institutions, ce qui explique que plusieurs d'entre eux ne sont plus actifs aujourd'hui.

En 2016, dans le cadre de l'élaboration de la stratégie scientifique du Parc national des Pyrénées (PNP), une hiérarchisation des enjeux de conservation des Vertébrés a été réalisée, identifiant le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) comme une espèce prioritaire (Thirion & Vollette 2016). Parmi les espèces de Reptiles du PNP, le Lézard de Bonnal est celle qui présente le plus fort enjeu de conservation, du fait de son endémicité, de sa rareté géographique et de sa sensibilité climatique.

C'est pour ces raisons, que le PNP a souhaité disposer d'un suivi à long terme permettant d'évaluer la dynamique spatiale et démographique des populations de Lézard de Bonnal sur l'ensemble de sa distribution française. L'objectif sous-jacent, conforté par un certain nombre de constats empiriques, est de mesurer l'évolution des effectifs d'une espèce alticole dans un contexte de changement climatique, particulièrement adaptée aux climats de haute altitude et qui risque de décliner à plus ou moins long terme (Pottier 2020). En parallèle, il s'agit également d'évaluer la progression en altitude du Lézard des murailles *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768), et de son éventuelle contribution à la régression du Lézard de Bonnal. Ces éléments permettraient de mieux évaluer l'état de conservation de l'espèce, notamment dans le cadre des listes rouges UICN.

Dans cet article, nous nous proposons de détailler la méthodologie retenue pour ce suivi à long terme du Lézard de Bonnal dans le PNP. Après une présentation du protocole mis en place en 2021-2022, nous donnerons les premiers résultats qui en découlent et les perspectives qu'ils offrent dans le futur.

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

### L'ESPÈCE

Endémique de la chaîne pyrénéenne, le Lézard de Bonnal (Fig. 1) n'a été reconnu en France que tardivement, puisqu'il n'apparaît dans les faunes de France qu'en 1975 (Fretey 1975). Il faut dire que sa reconnaissance en tant qu'espèce distincte est récente (Arribas 1993a), bien que sa description officielle, en tant que sous-espèce du Lézard monticole ibérique (*Lacerta (Podarcis) monticola bonnali* Lantz, 1927) remonte à 1927 d'après l'observation de M. de Bonnal en 1922 au lac Bleu de Bigorre (Lantz 1927). Jusqu'à la fin des années 1980, peu de choses étaient connues concernant sa biologie et son écologie en dehors des travaux de Martínez-Rica (1977). Ce n'est qu'à partir des années 1990 que des recherches seront entreprises sur l'espèce, en Espagne tout d'abord (Arribas 1993b, 1998, 2000, 2010a, 2010b; Arribas & Galán 2005), puis en France dans un second temps (Crochet *et al.* 2004; Pottier 2001, 2007, 2012, 2016, 2020; Pottier *et al.* 2014). Actuellement, le Lézard de Bonnal fait l'objet d'une attention particulière, du fait de son inscription à la Liste rouge française des espèces menacées dans la catégorie vulnérable (UICN France *et al.* 2015) et du fait qu'il bénéficie d'un plan national d'actions (PNA; Pottier 2020). Il occupe une aire assez réduite, allant du massif des Encantats dans le Parc national d'Aigües Tortes à l'est, au Pic du Midi d'Ossau à l'ouest, soit une distance de 120 km pour une extension géographique d'environ 2000 km<sup>2</sup>. Cette faible extension géographique le place dans la catégorie quasi menacée de la Liste rouge mondiale de l'Union internationale pour la Conservation de la Nature (Pérez-Mellado *et al.* 2009). La France a une responsabilité importante pour la conservation de cette espèce, et plus particulièrement le PNP qui contient 40 % de sa répartition mondiale.

Compte tenu de sa faible extension géographique et de sa sensibilité au réchauffement climatique (Araújo *et al.* 2011), le Lézard de Bonnal fait aujourd'hui l'objet de mesures de



Fig. 1. — Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927). Crédits photos: OBIOS.

protection renforcées, notamment d'un plan national d'actions en cours de reconduction (2020-2029). Espèce montagnarde, il occupe les milieux subalpins et alpins de la chaîne pyrénéenne, entre 1550 et 3173 m d'altitude (Pottier 2020). Les habitats utilisés sont essentiellement des éboulis, fixés et végétalisés, des pelouses en gradin, des barres rocheuses, des anciennes moraines, des bords de ruisseaux, des cairns, des murets, des digues de lacs (Arribas 2004; Pottier *et al.* 2014; Thirion *et al.* 2018). Il est très fréquent dans les zones d'interface entre les pelouses et les rochers, comme les éboulis ou les cônes de déjection, tout particulièrement à proximité de ruisseaux ou de lacs (e.g., Arribas 2004; Pottier 2012). Ce sont surtout les versants sud et est qui sont occupés (Arribas 2004; Pottier *et al.* 2014; Thirion *et al.* 2018). Il est actif de mai à mi-octobre selon les altitudes et les expositions. Les accouplements ont lieu dès la sortie de l'hivernage. Une seule ponte de trois à quatre œufs est déposée sous une pierre au mois de juin, sa durée d'incubation est en moyenne de 34 jours (Arribas & Galán 2005). Une tendance à la viviparité a été notée ponctuellement. La maturité sexuelle est atteinte à l'âge de cinq ans pour le mâle et six ans pour la femelle (Pottier 2016). Les mâles peuvent atteindre une longévité de 17 ans. La biologie et l'écologie de l'espèce sont donc actuellement assez bien connues, ce qui constitue un atout pour la mise en place d'un suivi à long terme des populations (Besnard & Salles 2010).

#### MÉTHODE RETENUE POUR L'ÉCHANTILLONNAGE

Le PNP accueille une part importante de la répartition mondiale du Lézard de Bonnal, essentiellement en zone cœur (Thirion & Vollette 2016). Il s'étend sur 2520 km<sup>2</sup> (dont 457 km<sup>2</sup> situés en zone cœur), dans la partie occidentale du massif, sur une longueur approximative de 85 km. Compte tenu de l'étendue du territoire concerné par l'étude, il convenait de tester et choisir une méthodologie adaptée à la question posée: quelle sera l'évolution dans le temps des populations de Lézard de Bonnal? Il s'agissait donc de trouver une méthode simple, robuste sur le plan statistique, et répétable au fil du temps par des observateurs divers: agents du PNP, naturalistes, chargés

de mission. Compte tenu des contraintes de faisabilité évaluées lors de plusieurs réunions techniques avec les responsables du PNP, le choix s'est porté sur les méthodes dites de N-mixture, développées au début des années 2000 par MacKenzie, Royle & Nichols (MacKenzie *et al.* 2002; Royle & Nichols 2003; MacKenzie *et al.* 2003; Royle 2004). Ces méthodes offrent en effet de nombreux avantages, notamment en termes de facilité de mise en œuvre et de validité statistique (Mazerolle *et al.* 2007; Besnard & Salles 2010), malgré certaines limitations à prendre en compte (Besnard & Salles 2010; Couturier *et al.* 2013). Elles ont à présent largement fait leurs preuves, notamment pour l'étude des populations de reptiles (Doré *et al.* 2011; Couturier *et al.* 2013; Ward *et al.* 2017).

#### Choix des placettes de suivi

Nous avons cherché à couvrir au mieux les différentes unités de populations connues, en privilégiant autant que possible l'accessibilité aux sites. Ceci a permis de retenir 11 secteurs au sein de l'aire de distribution connue de l'espèce, dans les limites du PNP et d'espaces protégés adjacents de l'ouest vers l'est: Arriours, Pouey laun, Marcadau, Embarrat, Ossoue, Estaubé, Troumouze, Campbielh, Ets Coubous, Néouvielle et Aulon (Fig. 2).

Dans chacun des secteurs retenus, nous avons cherché à accorder au mieux la position des placettes avec la distribution altitudinale des points d'observation disponibles dans les bases de données pour les deux espèces *Podarcis muralis* et *Iberolacerta bonnali*, de façon à permettre, dans le futur, d'évaluer l'effet « altitude » sur la dynamique des populations. L'ensemble des placettes s'étage ainsi de 1730 m pour la plus basse, dans le Vallon d'Estaubé, jusqu'à un maximum de 2740 m à la Hourquette d'Ossoue; la moyenne se situant à 2225 m (écart-type [ET] = 233), ce qui est proche de la médiane de la distribution altitudinale de l'espèce (2350 m). Elles prennent bien en compte également les populations alticoles du Lézard des murailles qui est abondant jusqu'à 2000 m et plus rare au-delà, bien qu'il ait été observé à une altitude record de 2600 m (Pottier 2016). Le choix des placettes



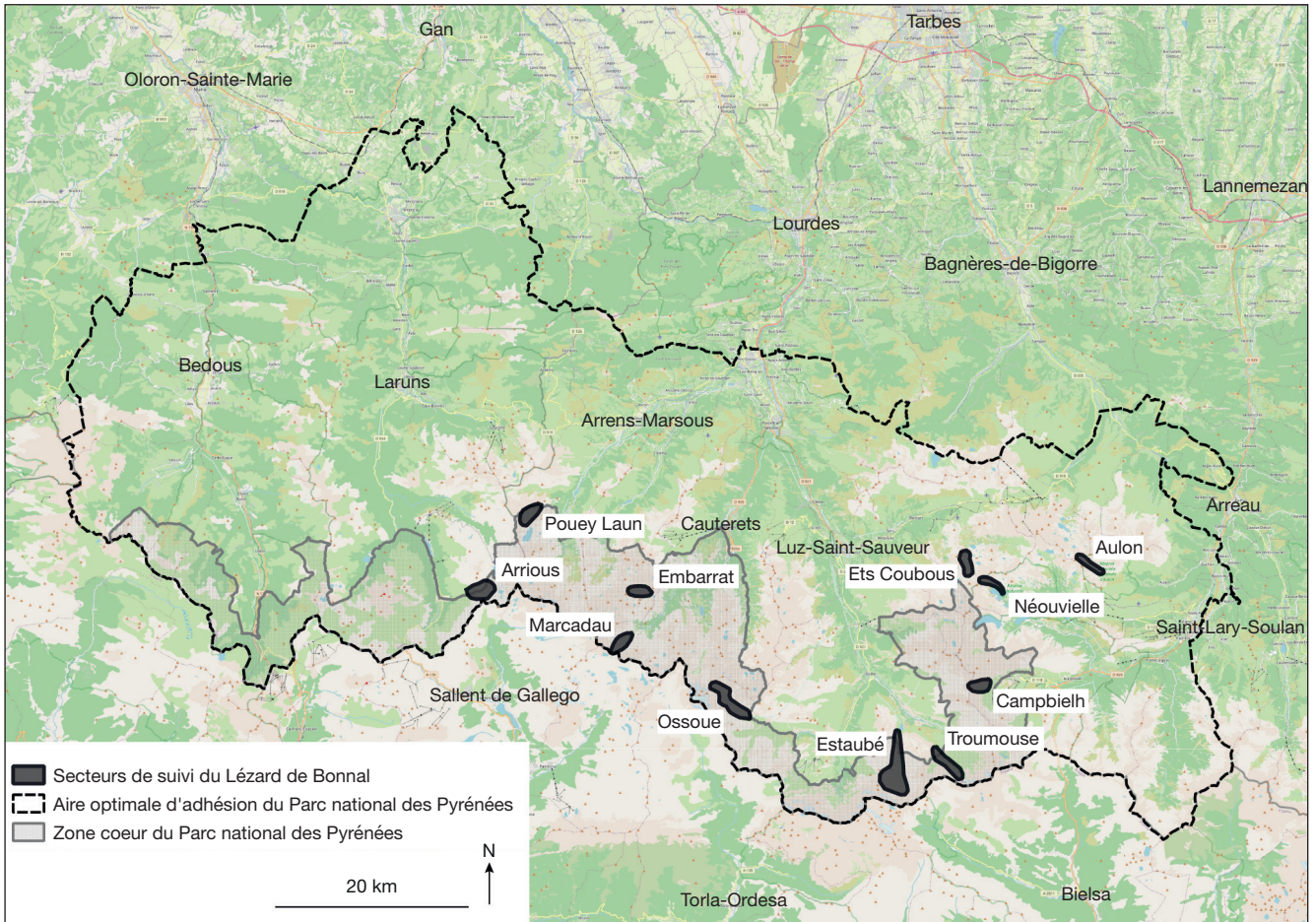


FIG. 2. — Localisation des 11 secteurs d'étude pour le suivi des populations de Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927). Source : fond OSM Standard.

s'est porté sur les milieux majoritairement rocheux (Fig. 3) : éboulis, affleurements rocheux, amas de blocs rocheux de dimension variables, à l'exclusion des étendues de pelouses ou de prairies sans présence minérale, dans la mesure où ces milieux herbeux ne sont jamais occupés par le Lézard de Bonnal, hormis des incursions brèves à proximité immédiate des zones rocheuses. Chaque placette de suivi a été géoréférencée et décrite (covariables) par le même observateur. Les covariables relevées sont : l'exposition en degré (boussole de visée Suunto KB 14), la pente en degré (clinomètre Suunto PM-5/1520), le recouvrement des grandes unités écologiques (végétation herbacée, buissons, roche, sol nu), la classe de recouvrement en gîtes favorables (< 25 % ; 25-50 % ; > 50 %), la nature dominante de la roche (magmatique ou non magmatique), le nombre de Lézards des murailles. L'unité écologique « buissons » correspond à une végétation ligneuse de 10 cm à 4 m de hauteur, distincte de la végétation herbacée (non ligneuse). Une précision a été apportée au niveau de la roche avec le recouvrement pour chaque type : dalle, falaise, éboulis de gros blocs (plus ou moins 50 cm de diamètre), éboulis de pierres de tailles moyennes (plus ou moins 20 cm de diamètre) et éboulis de petites pierres (plus ou moins 5 cm de diamètre). Les recouvrements exprimés en pourcentage ont été évalués à partir du référentiel établi par Prodon (1988).

Les surfaces des placettes ont été fixées par un temps de prospection de 15 minutes qui prend en compte les difficultés des terrains d'altitude (microrelief, pente, instabilité etc.) et une bonne détectabilité de l'espèce. Dans une phase test ( $n = 81$ ), le temps moyen de détection d'un Lézard de Bonnal a été établi à 4,18 min (ET = 3,908), soit un tiers du temps passé lors d'une visite et 1/9<sup>e</sup> du temps total passé avec trois visites du site. La probabilité de contacter au moins un lézard sur une placette occupée est donc très élevée. Pour l'ensemble du suivi, la surface moyenne des placettes est de 1093 m<sup>2</sup> (ET = 212). Les placettes sont constituées principalement de trois grandes unités écologiques : végétation herbacée, buissons, roche. En moyenne, le recouvrement des placettes est constitué de 19 % d'herbacées, de 1 % de buissons et de 78 % de roche (principalement éboulis). L'exposition moyenne des placettes, calculée à partir de statistique circulaire, est de 124° (sud-est). D'autres expositions sont bien représentées comme le nord-est et l'est, tandis que les expositions sud et sud-ouest sont plus rares. Aucune placette n'est orientée au nord ou au nord-ouest, moins favorables à la présence du Lézard de Bonnal (Pottier 2007 ; Thirion *et al.* 2018). La pente moyenne des placettes est de 28°, pouvant être qualifiée de pente forte.





Fig. 3. — Photographies de différentes placettes de suivi : **A**, Ets Coubous ; **B**, Troumouse ; **C**, Ossoue ; **D**, Campbielh ; **E**, Pouey Laun ; **F**, Arrious. Crédits photos : OBIOS.

Entre chaque placette, une distance d'au moins 100 m a été respectée (indépendance des échantillons) conformément à la connaissance des déplacements du Lézard de Bonnal (Pottier 2007). Dans chaque placette, trois passages de 15 min sont réalisés trois journées successives ou bien plus espacées dans le temps, afin de garantir des conditions météorologiques de passage optimales.

Le nombre de Lézards de Bonnal est noté pour chaque placette à chaque passage, de même que le nombre de Lézards des murailles s'il y a lieu. Les passages ont été réalisés dans des conditions météorologiques favorables aux sorties du Lézard de Bonnal : couverture nuageuse faible et température du substrat rocheux comprise entre 20 et



TABLEAU 1. — Principales caractéristiques stationnelles des 11 secteurs d'étude.

Secteurs	Nombre de placettes de suivi	Altitude minimale des placettes (m)	Altitude maximale des placettes (m)	Altitude moyenne des placettes (m)	Surface moyenne des placettes (m <sup>2</sup> )	Distribution altitudinale des placettes		
						Étage montagnard	Étage subalpin	Étage alpin
Arrious	16	1840	2375	2171	1134	6 %	94 %	0 %
Pouey Laun	9	2200	2555	2373	1015	0 %	78 %	22 %
Embarrat	10	2165	2650	2398	978	0 %	50 %	50 %
Marcadau	9	2045	2505	2205	997	0 %	89 %	11 %
Ossoue	20	1840	2740	2188	1087	20 %	60 %	20 %
Estaubé	18	1730	2335	1938	1165	67 %	33 %	0 %
Troumouse	9	1948	2200	2150	1181	0 %	100 %	0 %
Ets Coubous	8	2250	2450	2348	1004	0 %	75 %	25 %
Néouvielle	8	2200	2595	2389	1477	0 %	50 %	50 %
Campbielh	8	2195	2685	2382	983	0 %	62 %	38 %
Aulon	8	2195	2685	2357	934	0 %	62 %	38 %

38°C (Arribas 2010b; Pottier 2016). Le contrôle de la température de surface d'un rocher de référence géolocalisé lors de la définition des placettes a été effectué à chaque début de prospection à l'aide d'un détecteur thermique à infrarouge afin d'optimiser la détection de l'espèce. Le suivi s'est déroulé en 2021 avec l'établissement de 61 placettes, complété en 2022 par 62 nouvelles placettes. Ce suivi a été réalisé avec la participation d'un réseau de partenaires (PNP, réserves naturelles nationale de Néouvielle et régionale d'Aulon, Conservatoire des Espaces naturels d'Occitanie et collectivités animatrices Natura 2000) qui ont, à des degrés divers, participé aux observations de terrain, après une formation pratique et théorique à la détection et la reconnaissance du Lézard de Bonnal et du Lézard des murailles. Les observateurs ont été regroupés en deux catégories, l'une considérée comme experte ayant déjà effectué des suivis de l'espèce (observateur 1 [Obs 1]) et l'autre non experte (observateur 2 [Obs 2]).

Les paramètres descriptifs des placettes ainsi que les résultats des visites ont été saisis dans un module spécifique de la base de données Géo Nature développé par le PNP.

#### Analyse statistique – abondance, occupation et détection

Les suivis de populations animales ne prenant pas en compte la probabilité de détection de l'espèce entraînent souvent des estimations biaisées (Royle & Nichols 2003). Des méthodes récentes d'analyse à partir de comptages répétés appelés « modèles hiérarchiques d'abondance » (N-mixture) permettent d'estimer l'abondance d'une espèce et sa probabilité de détection (Royle & Nichols 2003; Royle 2004). Pour cela, la mise en place de comptages répétés avec trois passages ont permis de constituer des historiques d'abondance et de présence/absence du Lézard de Bonnal et du Lézard des murailles pour chaque placette. Ces historiques, couplés à la description des paramètres stationnels (covariables) permettent d'établir des matrices d'analyses du réseau de placettes, dans lesquelles chaque placette constitue un individu de l'analyse. Pour la robustesse des analyses, nous avons considéré l'ensemble du réseau de placettes suivi en 2021 en 2022 comme une seule saison ( $n = 123$ ).

Dans un premier temps, nous avons appliqué le modèle des N-mixture qui permet d'estimer l'abondance ( $\lambda$ ) et la probabilité de détection individuelle ( $r$ ) (Royle 2004; Royle *et al.* 2005). Pour utiliser cette méthode, certaines conditions d'applications sont requises comme la fermeture de la population et l'indépendance de détection entre les individus. La population a été considérée comme fermée au sein de la saison car l'espèce, que l'on peut qualifier de très sédentaire, a des mouvements annuels faibles et une survie annuelle élevée (Pottier 2007). Afin d'éviter les doubles comptages, un parcours spécifique a été mis en place pour chacune des placettes, en fonction de sa configuration. Le non-respect des conditions d'application conditionne le choix de l'estimateur (Iijima 2020). Les doubles comptages étant peu probables, l'estimateur retenu est celui d'abondance de Royle (2004) avec une distribution de Poisson.

Dans un second temps, nous avons transformé les historiques d'abondance en présence/absence pour estimer les paramètres d'occupation ( $\Psi$ ) et la probabilité de détecter l'espèce ( $p$ ) à partir de l'estimateur « site occupancy » proposée par MacKenzie *et al.* (2002, 2003). L'occupation naïve est calculée simplement à partir du rapport entre le nombre de placettes où le Lézard de Bonnal a été détecté et le nombre total de placettes. Les variables explicatives (covariables) sont utilisées pour contraindre les modèles d'abondance et d'occupation.

La comparaison des modèles en fonction des variables explicatives est réalisée à l'aide de tests statistiques. Cependant, la comparaison de nombreux modèles engendre une augmentation du risque de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est vraie. Afin de résoudre cela, les modèles sont comparés en utilisant le critère d'information d'Akaike (AIC) (Akaike 1974), qui représente un compromis entre le biais (qui diminue avec le nombre de paramètres) et la parcimonie (nécessité de décrire les données avec le plus petit nombre de paramètres possible). Le meilleur modèle est celui possédant l'AIC le plus faible. Il est primordial que tous les modèles comparés dérivent d'un même modèle complet (Burnham & Anderson 2002). Deux modèles sont considérés significativement différents lorsque la valeur de leur AIC diffère de plus de 2 ( $\Delta AIC > 2$ ) (Burnham & Anderson 2002). Si plusieurs modèles ont un delta

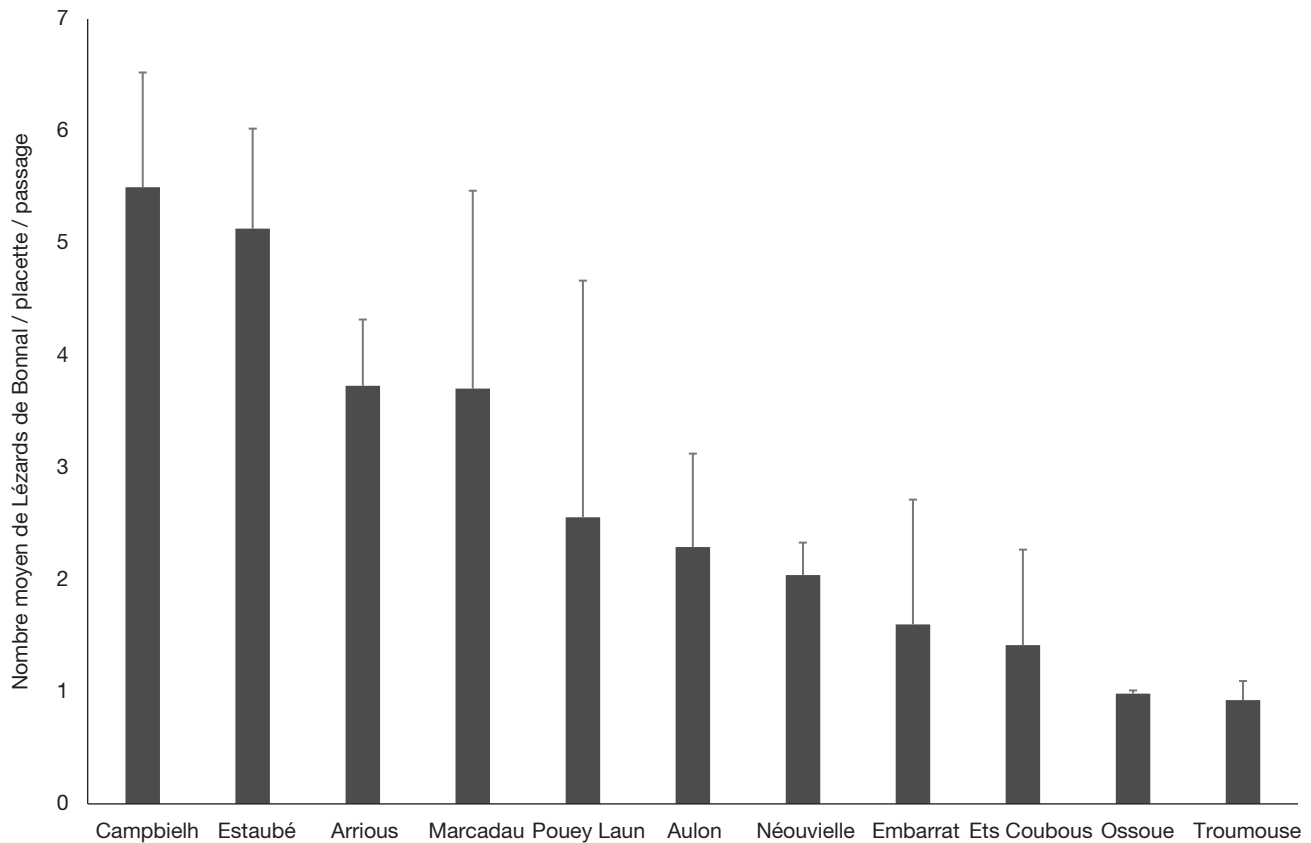


FIG. 4. — Nombre moyen de Lézards de Bonnal, *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) observés par placette de suivi et par passage en fonction des secteurs (moustache = écart-type).

AIC inférieur ou égal à deux, une prédiction est réalisée sur l'ensemble des modèles avec une inférence multi-modèle (*model averaging*) (Burnham & Anderson 2002). Ainsi, l'inférence multi-modèle est calculée comme une moyenne pondérée de tous les paramètres estimés à travers tous les modèles comme le suggère Burnham & Anderson (2002).

Pour stabiliser les AIC dans le cas de l'analyse de l'abondance par une méthode de type Royle (2004), on recherchera d'une manière empirique la meilleure valeur croissante de K qui représente le nombre maximal possible d'individus observable sur le site (Couturier *et al.* 2013 ; Dennis *et al.* 2015). Dans cette analyse, la valeur de K a été fixée à 50 après avoir testé plusieurs valeurs.

Les analyses de N-mixture de Royle et d'occupation de MacKenzie ont été réalisées avec le logiciel PRESENCE version 2.13.39 (Hines 2006).

## RÉSULTATS

### OPÉRATIONNALITÉ DU PROTOCOLE

Cent-vingt-trois (123) placettes ont été mises en place sur 11 secteurs couvrant l'ensemble du PNP : 61 en 2021 et 62 en 2022 (Tableau 1).

Leur mise en place (choix des sites, description des caractéristiques des placettes, réalisation des trois visites)

a nécessité 107 jours-hommes. La répétition du protocole (réalisation des trois visites de terrain par jour favorable) nécessite quant à elle 40 jours de terrain pour deux personnes, soit 80 jours-hommes, ou encore 1,5 jour par placette de suivi, ce qui représente un investissement jugé acceptable par le PNP, compte tenu de la charge de travail consacrée à d'autres types de suivi. Ce budget temps ne prend cependant pas en considération la saisie des données ni l'analyse des résultats.

### RÉSULTATS SCIENTIFIQUES

#### Description des dénombrements

Au total, 1027 Lézards de Bonnal et 180 Lézards des murailles ont été dénombrés sur les placettes au cours des trois passages, ce qui conduit à 74 placettes (soit 60 %) occupées uniquement par le Lézard de Bonnal, neuf placettes (soit 7 %) uniquement par le Lézard des murailles, 24 placettes (soit 20 %) par les deux espèces et 16 placettes (soit 13 %) par aucune des deux espèces. Le nombre de Lézards de Bonnal observés varie de 386 individus au premier passage, à 279 individus au deuxième passage et 362 individus au troisième passage. Le nombre moyen de Lézards de Bonnal observés par passage sur une placette de suivi varie en fonction des secteurs (Fig. 4). Il est à son maximum sur les secteurs de Port de Campbielh et du cirque d'Estaubé (entre cinq et six Lézards de Bonnal par passage) et à son minimum sur les



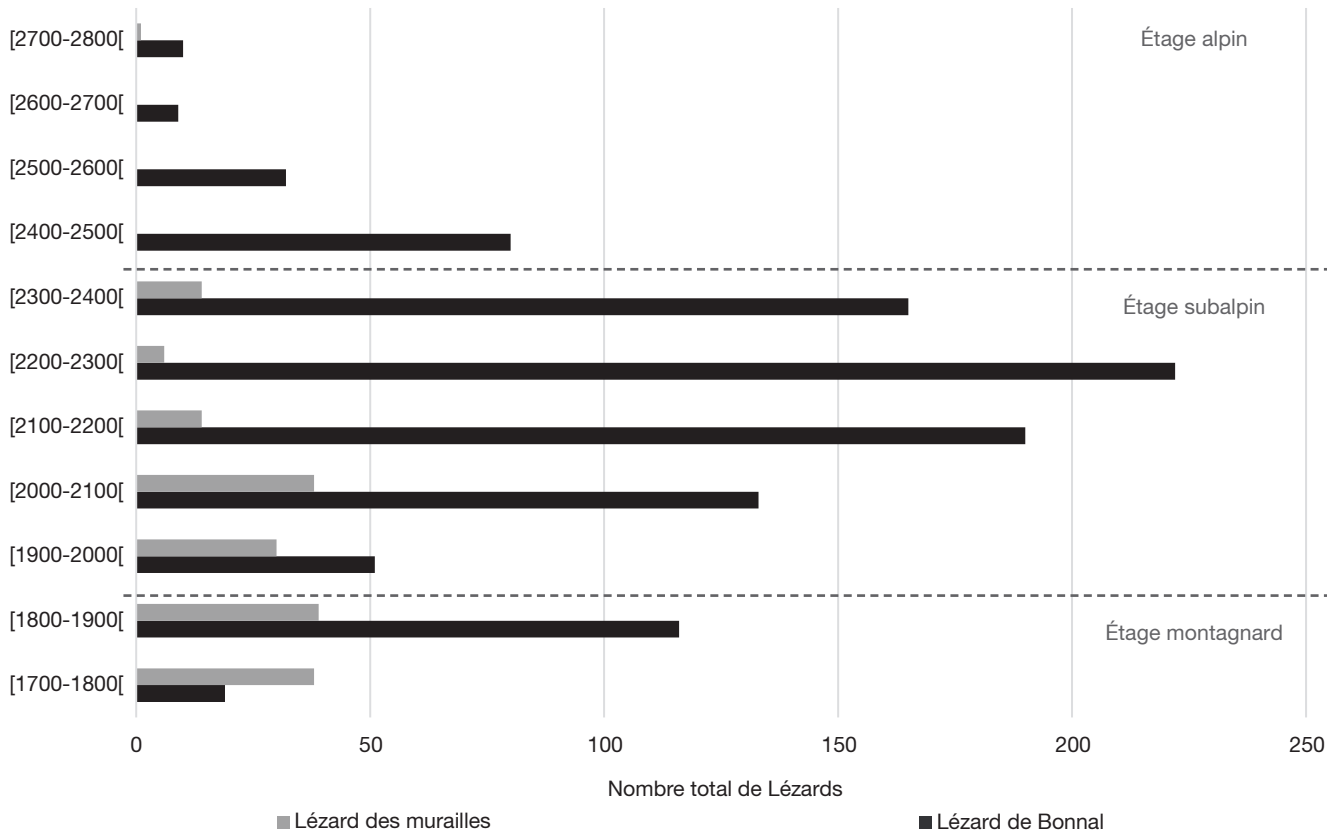


FIG. 5. — Répartition altitudinale du nombre total de Lézards de Bonnal, *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) et de Lézard des murailles *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768) comptabilisés dans les placettes en 2021 et 2022.

secteurs d'Embarat, d'Ets Coubous, Ossoue et Troumouse (entre un et deux Lézards de Bonnal par passage).

#### Répartition altitudinale des observations

La distribution altitudinale des deux espèces au sein des placettes de suivi montre que celles-ci se positionnent favorablement par rapport à l'objectif poursuivi qui est de mesurer, au fil du temps, le rehaussement des deux espèces sous l'effet du changement climatique. Comme le montre la Figure 5, les placettes couvrent de façon très complète la distribution du Lézard de Bonnal et prennent en compte la distribution haute du Lézard des murailles, ce qui devrait permettre d'évaluer sa montée future en altitude (Fig. 5). La répartition des pourcentages d'individus des deux espèces de lézards varie significativement en fonction des étages altitudinaux (Chi 2 ;  $p < 0,00001$ ).

#### Temps de détection

Les temps de détection des Lézards de Bonnal sur les placettes occupées sont compris entre 4,18 min ( $n = 81$ ,  $ET = 3,908$ ) pour le premier contact, et 8,45 min ( $n = 33$ ,  $ET = 3,871$ ) pour le cinquième contact (Fig. 6) avec, comme attendu, une relation négative très significative entre le temps de détection du premier individu et la densité relative de Lézards de Bonnal sur la placette ( $r_{\text{spearman}} = -0,589$ ;  $p < 0,0001$ ). La probabilité de détecter l'espèce sur une placette après trois passages de 15 min est donc très élevée.

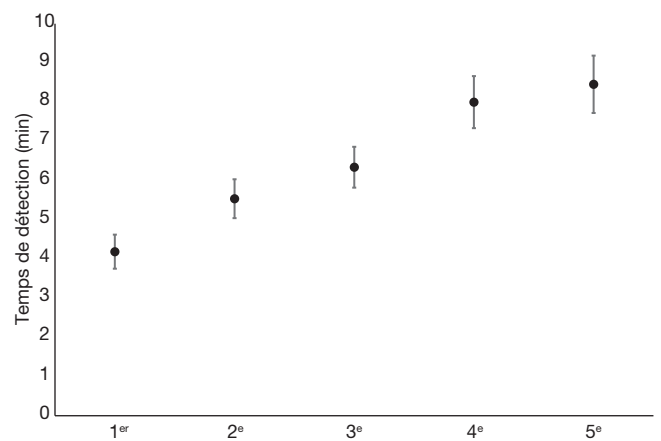


FIG. 6. — Temps de détection moyen du Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) en fonction du classement du contact avec l'erreur-standard en moustache.

#### Effet des caractéristiques abiotiques des placettes sur l'abondance du Lézard de Bonnal

La comparaison des modèles avec prise en compte des variables environnementales au modèle constant ( $\lambda$  [cst] r [cst]) ( $AIC = 2852,69$ ) permet d'évaluer quelles sont les variables qui influent le plus sur l'abondance du Lézard de Bonnal (Tableau 2). Classées dans l'ordre de la valeur de l'AIC et du poids de l'AIC ( $w_i$ ), celles-ci s'organisent de

TABLEAU 2. — Résultat de la modélisation par N-mixture pour la sélection des variables environnementales en fonction de leur AIC (en **gras** variables sélectionnées). **AIC**, Critère d'information d'Akaike; **Modèle likelihood**, vraisemblance du modèle; **sens lien covariable**, sens du lien statistique qui favorise l'abondance du Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) (+) ou qui le défavorise (-). La bande grise correspond au modèle constant, sans covariable.

Modèles	AIC	Δ AIC	Poids AIC	Modèle likelihood	Nombre de paramètres	Sens lien covariable
<b>λ(cst + gros bloc), r(cst)</b>	2830,98	0,00	0,8271	1,0000	3	-
<b>λ(cst + herbacée), r(cst)</b>	2835,71	4,73	0,0838	0,0939	3	+
<b>λ(cst + Lézard muraille.), r(cst)</b>	2838,51	7,53	0,0207	0,0232	3	-
<b>λ(cst + granite), r(cst)</b>	2843,24	12,26	0,0018	0,0022	3	-
<b>λ(cst + petit bloc), r(cst)</b>	2846,66	15,68	0,0003	0,0004	3	-
<b>λ(cst + buisson), r(cst)</b>	2848,97	17,99	0,0001	0,0001	3	-
<b>λ(cst + moyen bloc), r(cst)</b>	2848,98	18,00	0,0001	0,0001	3	+
<b>λ(cst + falaise_dalle.), r(cst)</b>	2851,19	20,21	0,0000	0,0000	3	-
<b>λ(cst + gite favorable), r(cst)</b>	2851,74	20,76	0,0000	0,0000	3	+
<b>λ(cst + pente), r(cst)</b>	2852,03	21,05	0,0000	0,0000	3	-
<b>λ(cst), r(cst)</b>	<b>2852,69</b>	<b>21,71</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>	<b>2</b>	
λ(cst + altitude), r(cst)	2854,69	23,71	0,0000	0,0000	3	
λ(cst + orientation.), r(cst)	2856,64	25,66	0,0000	0,0000	3	

la façon suivante: gros bloc (AIC = 2830,98;  $w_i = 82,7\%$ ), herbacée (AIC = 2835,71;  $w_i = 8,4\%$ ), Lézard des murailles (AIC = 2838,51;  $w_i = 2,1\%$ ), dominance de granite (AIC = 2843,24;  $w_i = 0,18\%$ ), petit bloc (AIC = 2846,66;  $w_i = 0,03\%$ ), buisson (AIC = 2848,97;  $w_i = 0,01\%$ ), moyen bloc (AIC = 2848,98;  $w_i = 0,01\%$ ), falaise et dalle (AIC = 2851,19;  $w_i = 0\%$ ), gite favorable (AIC = 2851,74;  $w_i = 0\%$ ) et pente (AIC = 2852,03;  $w_i = 0\%$ ).

Le sens du lien statistique nous indique quelles sont les caractéristiques de la placette (covariables) qui favorisent l'abondance du Lézard de Bonnal (+) et celles qui le défavorisent (-) (Tableau 2).

Parmi ces 11 variables, quatre méritent d'être illustrées: le pourcentage de gros blocs, le recouvrement par la strate herbacée, le nombre de Lézards des murailles et la dominance de granite dans la placette (Fig. 7).

Comme on peut le voir, les placettes possédant un fort recouvrement de gros blocs (éboulis), un substrat granitique et la présence du Lézard des murailles montrent des abondances de Lézards de Bonnal décroissantes, tandis que les placettes avec un fort recouvrement par la strate herbacée montrent une abondance plus élevée de Lézards de Bonnal par rapport aux placettes moins bien pourvues en herbe. Ces variables conditionnent la densité de Lézards de Bonnal.

*Estimation de la densité et de la probabilité de détection individuelle*

L'analyse prenant en compte les 123 placettes a permis de tester 140 modèles en intégrant sept variables environnementales (gros bloc, herbacée, Lézard des murailles, granite, petit bloc, buisson et moyen bloc) à l'estimateur d'abondance développé par Royle (2004) avec une fonction de Poisson et une valeur de K fixée à 50. Six modèles ont un delta AIC inférieur à deux. Un modèle moyen est recherché en basant les calculs sur une moyenne pondérée de tous les paramètres estimés à travers tous les modèles comme le suggère Burnham & Anderson (2002). La densité moyenne estimée ( $\lambda$ ) calculée à partir de l'inférence multi-modèle donne 5,68 Lézards de Bonnal (ET = 1,83) par placette, soit 701,05 lézards (ES = 72,48; IC à 95 % :

582,33 – 843,97) pour les 123 placettes de suivi ce qui correspond à une densité de 52,55 Lézards de Bonnal par hectare. La probabilité de détection individuelle est en moyenne (sans covariable) de 0,46 (IC à 95 % : 0,4161– 0,4975). Elle peut être affinée par la prise en compte des différentes covariables. Cette probabilité de détection varie en fonction des passages (t), de la nature des roches et des observateurs:  $r(t + granite \times obs)$  (Tableau 3). Pour tous les passages et quelle que soit la nature de la roche, la probabilité de détection individuelle du Lézard de Bonnal est plus importante pour les observateurs considérés comme « experts » (Obs 1) de même que pour les placettes sans dominance de roche magmatique par rapport à celles à dominance de roche magmatique (0,51 IC à 95 % : 0,47 – 0,55 contre 0,33 IC à 95 % : 0,27 – 0,38) (Tableau 3).

*Estimation de l'occupation et de la probabilité de détecter la présence de l'espèce*

L'analyse prenant en compte les 123 placettes a permis de tester 47 modèles intégrant les cinq variables environnementales (Lézard des murailles, moyen bloc, herbacée, gite et petit bloc) à l'estimateur de « site occupancy ».

Cinq modèles offrant un delta AIC inférieur à deux sont susceptibles d'être sélectionnés. Une inférence multi-modèle est réalisée en basant les calculs sur une moyenne pondérée de tous les paramètres estimés à travers tous les modèles comme le suggèrent Burnham & Anderson (2002). Ce modèle moyen fournit un taux d'occupation estimé de 0,81 (ES = 0,064; IC à 95 % : 0,66 – 0,91) très proche de l'occupation naïve ( $\Psi_{naïve} = 0,797$ ), confirmant une bonne estimation du nombre de placettes avec la présence du Lézard de Bonnal. La probabilité moyenne de détecter la présence du Lézard de Bonnal (sans covariable) est de 0,81 (IC à 95 % : 0,7637 – 0,8564). Celle-ci varie en fonction des passages (t), de la nature des roches (granite-non granite) et des observateurs (Obs 1 et Obs 2):  $p(t + granite \times obs)$ . La probabilité de détecter la présence du Lézard de Bonnal est globalement plus importante au premier et au troisième passage (Tableau 4). Elle est aussi plus élevée dans les placettes à dominance de roche non magmatique ou dans les placettes prospectées par les observateurs plus expérimentés (Obs 1).



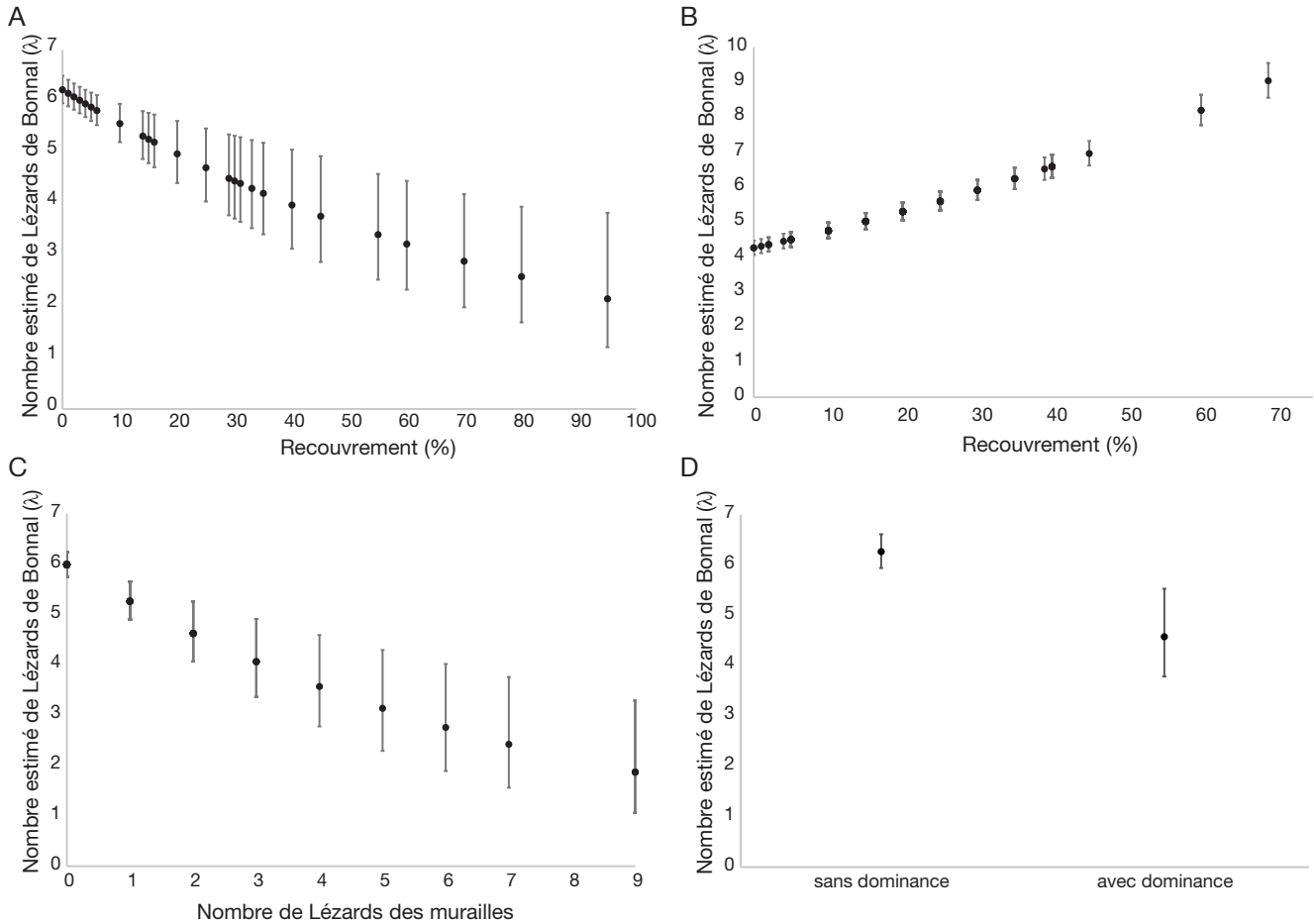


FIG. 7. — Nombre estimé de Léopard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) ( $\lambda$ ) par une méthode des N-mixture (distribution de Poisson) en fonction des principales covariables : **A**, recouvrement de gros bloc ; **B**, recouvrement de la strate herbacée ; **C**, nombre relatif de Léopards des murailles ; **D**, dominance de la roche granitique. Moustaches = intervalles de confiance bayésiens à 95 %.

TABLEAU 3. — Estimation des probabilités de détection individuelle du Léopard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) en fonction du passage dans la saison, de la nature de la roche, magmatique (granite) ou non magmatique (non granite) et des observateurs. Abréviations : **ES**, erreur-standard ; **IC inf**, intervalle de confiance bayésien inférieur à 95 % ; **IC sup**, intervalle de confiance bayésien supérieur à 95 % ; **Obs 1**, expert ; **Obs 2**, non expert.

Passages	Observateurs	Roches	Probabilité de détection	ES	IC inf	IC sup
Passage 1	Obs 1	non granite	0,6118	0,0288	0,5541	0,6665
	Obs 1	granite	0,4286	0,0419	0,3490	0,5120
Passage 2	Obs 1	non granite	0,5693	0,0431	0,4836	0,6511
	Obs 1	granite	0,3861	0,0551	0,2851	0,4980
	Obs 2	non granite	0,3821	0,0294	0,3263	0,4412
	Obs 2	granite	0,2274	0,0290	0,1756	0,2890
Passage 3	Obs 1	non granite	0,6902	0,0459	0,5940	0,7724
	Obs 1	granite	0,5147	0,0654	0,3883	0,6392
	Obs 2	non granite	0,5117	0,0318	0,4496	0,5736
	Obs 2	granite	0,3328	0,0364	0,2656	0,4076

## DISCUSSION-CONCLUSION

La mise en place d'un protocole de suivi à long terme doit répondre à de multiples exigences, en particulier sa faisabilité technique et financière, sa robustesse statistique et son adéquation aux questions posées (Clarke 1986 ; Sheppard 1999 ; Anderson 2001 ; Williams *et al.* 2002 ; Fiers 2003 ; Conroy & Carroll 2009 ; Besnard & Salles 2010 ; McDiarmid

*et al.* 2012). Finlayson (1996) propose plusieurs étapes dans la mise en place d'un suivi à long terme : quels objectifs, quelles données sont requises pour répondre à ces objectifs, quelle méthode appliquer, quelle pertinence statistique, quand l'objectif initial sera-t-il atteint ?

La définition des objectifs a été donnée plus haut : évaluer l'évolution des populations de Léopard de Bonnal sur le plan spatial et temporel, en réponse aux effets du changement cli-

TABLEAU 4. — Estimation des probabilités de détecter la présence du Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) en fonction du passage dans la saison, de la nature de la roche, magmatique (granite) ou non magmatique (non granite) et des observateurs, Obs 1 (expert) et Obs 2 (non expert). Abréviations: **ES**, erreur-standard; **IC inf**, intervalle de confiance bayésien inférieur à 95 %; **IC sup**, intervalle de confiance bayésien supérieur à 95 %.

Passages	Observateurs	Roches	Probabilité de détection	ES	IC inf	IC sup
Passage 1	Obs 1	non granite	0,9557	0,0199	0,8956	0,9819
	Obs 1	granite	0,9231	0,0361	0,8160	0,9701
Passage 2	Obs 1	non granite	0,8289	0,0592	0,6812	0,9165
	Obs 1	granite	0,7292	0,1058	0,4850	0,8850
	Obs 2	non granite	0,6852	0,0688	0,5379	0,8027
	Obs 2	granite	0,5475	0,0834	0,3849	0,7006
Passage 3	Obs 1	non granite	0,9263	0,0411	0,7945	0,9761
	Obs 1	granite	0,8748	0,0754	0,6446	0,9642
	Obs 2	non granite	0,7473	0,0631	0,6057	0,8506
	Obs 2	granite	0,6218	0,0811	0,4553	0,7638

matique. Répondre à cet objectif demande dans un premier temps de bien connaître le « système » étudié, de façon à ce que la méthodologie appliquée ne se trompe pas de cible. Dans le cas présent, le corpus de connaissance sur l'espèce est très conséquent (Arribas 2015 ; Pottier 2007, 2020), ce qui permet de bien cerner ses exigences éco-physiologiques. La méthode retenue bénéficie donc de cet acquis de connaissance, notamment concernant le choix des habitats, les périodes d'activité saisonnières et journalières, les préférences thermiques, connaissances qui ont été mises à profit dans la définition du protocole.

Concernant la méthode retenue, l'étude de préfiguration menée en 2021 et 2022 a permis de lever la plupart des interrogations initiales, qu'elles soient de nature scientifique : probabilité de détection de l'espèce sur les sites, nombre de sites nécessaires à des interprétations robustes, nombre de sites occupés par les deux espèces, ou matérielles : nombre de jours nécessaires pour couvrir l'ensemble des sites, coûts humains et financiers. Ainsi, nous avons pu montrer que le temps moyen nécessaire à l'observation d'un Lézard de Bonnal sur un site occupé est en moyenne de 4,18 min, tous sites confondus, ce qui valide le choix de trois visites de 15 min sur chacun des sites. L'occupation des sites par les deux espèces semble également satisfaisante puisque 60 % ont livré la présence du Lézard de Bonnal, 7 % la présence du Lézard des murailles, et 20 % la coexistence des deux espèces. Les méthodes d'analyse par N-mixture permettent d'obtenir des paramètres estimés de manière précise de l'abondance et de l'occupation avec des intervalles de confiance assez réduits et accompagnés de probabilités de détection assez élevées supérieures à 0,5. MacKenzie *et al.* (2002) ont montré que lorsqu'il y avait une probabilité de détection au moins de 0,5, l'estimation de l'occupation peut être considérée comme raisonnable.

Le positionnement des placettes joue également un rôle central dans la pertinence scientifique d'un suivi à long terme. Ce choix doit en effet couvrir de façon la plus exhaustive possible la répartition spatiale des populations et les habitats que celle-ci peut potentiellement occuper. Dans le cas présent, un des premiers paramètres à prendre en compte est la répartition altitudinale des placettes, puisque l'on fait l'hypothèse d'une remontée de l'espèce en partie haute de la chaîne dans

les années à venir. Pour tenir compte de cela, les placettes ont été positionnées sur l'ensemble de la gamme d'altitude occupée par le Lézard de Bonnal et sur une partie importante de la gamme d'altitude supérieure occupée par le Lézard des murailles. Ceci devrait permettre, au fil du temps, de mesurer le remplacement progressif du Lézard de Bonnal par le Lézard des murailles dans la tranche 2000-2500 m d'altitude. Sur le plan spatial, on devrait également s'attendre au maintien du Lézard de Bonnal dans les secteurs bas les plus froids de la chaîne, à la faveur de situations micro-climatiques particulières, ou d'expositions froides plus favorables au Lézard de Bonnal qu'au Lézard des murailles. C'est l'hypothèse que propose Feldmeier *et al.* (2020) pour expliquer dans le futur le maintien de certaines espèces alticoles dans des conditions topographiques particulières (en face nord par exemple). Bien que cette hypothèse soit pleinement recevable, elle s'applique mal aux lézards dont l'activité dépend étroitement du taux d'ensoleillement du lieu de vie et non des températures. Il est donc peu probable que l'on assiste à un déplacement des populations de Lézard de Bonnal vers des zones refuges froides du fait de leur exposition.

Concernant la dernière interrogation : quand l'objectif sera-t-il atteint ? il est bien difficile d'y répondre puisque cela dépendra de l'intensité à venir du changement climatique. Les données dont on dispose sur le site du barrage d'Aubert, situé à 2100 m d'altitude, permettent néanmoins d'apporter quelques éléments sur ce point. Sur ce site, le suivi des deux espèces depuis 2002 montre que Lézard des murailles a pratiquement remplacé le Lézard de Bonnal au cours des 20 dernières années, ce qui montre que le processus de régression du Lézard de Bonnal (et de progression du Lézard des murailles) s'effectue à une vitesse non négligeable. On peut donc penser que des résultats significatifs sur le plan statistique pourraient être obtenus d'ici une vingtaine d'années.

Ceci amène une autre question : quel devrait être le pas de temps entre deux campagnes de terrain ? Ce point a été débattu avec les responsables du PNP car il est à la croisée de deux contraintes : scientifiques d'une part, matérielle et financière d'autre part. L'investissement nécessaire à la réalisation de ce suivi est en effet important (80 jours de terrain), d'autant qu'il s'ajoute à de nombreux suivis déjà en place. Après discussion

avec les responsables du PNP, il a été acté de reproduire le protocole tous les cinq ans, avec la possibilité de le réaliser sur deux années consécutives de façon à étaler l'effort humain et financier dans le temps. Ce choix paraît être un bon compromis, compte tenu de la dynamique observée sur certains sites et des moyens humains qui peuvent être mis sur ce suivi à long terme. Afin d'inscrire ce suivi dans une continuité, il sera également nécessaire de mettre en place une formation permanente des acteurs de ce suivi pour pérenniser le savoir-faire mis en place. La reconduite du protocole dans les années à venir permettra de valider les hypothèses formulées ou de le compléter en fonction des réponses obtenues.

### Remerciements

Nous souhaitons remercier toutes les personnes ayant participé à la formation et au suivi du Lézard de Bonnal, et tout particulièrement les personnes ayant réalisé les suivis de terrain : Maël Ablehadi-Morlhon (PNP), Clémence Alleman (OBIOS), Jérémy Bauwin (PNP), Loyann Boy (RNR Aulon), Lilian Cazabet (PNP), Jean-Marc Duplantier, Philippe Fontanilles (PNP), Georges Gazo (PNP), Aurore Goupillon (mairie de Barèges), Stéphane Guichemer (PNP), Isabelle Henry (PNP), Raphaël Héritier (CCPVG), Marie Lagarde (PNP), Ludovic Lepontois (PNP), Wendy Lesniak (CCPVG), Melody Lim (CEN Occitanie), Jérémy Maingueneau (PNP), Sophia Muro (PNP), Marie-Emilie Navel (CCPVG), Nils Paulet (PNP), Didier Peyrusqué (PNP), Julie Pitchelu (PNP), Franck Reisdorffer (PNP), Enzo Robert (CSVSS), David Soulet (CEN Occitanie), Eric Sourp (PNP), Guilhem Susong (CSVSS), Julien Vignasse (PNP). Nous aimerions remercier Gilles Potier (NEO) pour l'intérêt qu'il porte à cette étude et pour ses conseils avisés sur les secteurs à suivre. Cette étude n'aurait pas pu se mettre en place sans le soutien financier de l'État au titre du Plan national d'Actions, du PNP ; de l'Europe au titre de Natura 2000 ; de la communauté de communes Pyrénées Vallées des Gaves (CCPVG) ; de la Commission syndicale de la Vallée de Saint-Savin (CSVSS) et de la mairie de Barèges. Nous remercions Jean-Christophe de Massary ainsi qu'un rapporteur anonyme pour la relecture de cet article.

### RÉFÉRENCES

AKAIKE H. 1974. — A new look at statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19 (6): 716-722. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>

ALMOND R. E. A., GROOTEN M., JUFFE BIGNOLI D. & PETERSEN T. (éds.) 2022. — *Rapport Planète Vivante 2022 – Pour un bilan « nature » positif*. WWF, Gland ; Société zoologique de Londres, 115 p.

ANDERSON D. R. 2001. — The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin* 29 (4): 1294-1297.

ARAÚJO M. B., GUILHAUMON F., RODRIGUES NETO D., POZO ORTEGO I. & GÓMEZ CALMAESTRA R. 2011. — *Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático*. Vol. 2. *Fauna de vertebrados*. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, 640 p.

ARRIBAS O. 1993a. — Estatus específico para *Lacerta* (Archaeolacerta) *monticola bonnali* Lantz, 1927 (Reptilia, Lacertidae).

*Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sec. Biol.)* 90 (1/4): 101-112.

ARRIBAS O. 1993b. — Intraspecific variability of *Lacerta* (Archaeolacerta) *bonnali* Lantz, 1927 (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa* 6 (3/4): 129-140.

ARRIBAS O. 1998. — Caracterización de los factores fisiográficos, geológicos y climáticos del área de distribución de las lagartijas de alta montaña de los Pirineos (*Iberolacerta* Arribas 1997 ; subgén. *Pyrenesaura* Arribas 1999) y otros lacertidos del piso alpino de los Pirineos. *Lucas Mallada* 10: 65-85.

ARRIBAS O. 2000. — Taxonomic revision of the Iberian "Archaeolacertae" III: Diagnosis, morphology and geographic variation of *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa* 13 (3/4): 99-131.

ARRIBAS O. 2004. — *Lacerta bonnali* Lantz, 1927. Lagartija pirenaica, in PLEGUEZUELOS J. M., MÁRQUEZ R. & LIZANA M. (éds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Tercera impresión. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española, Madrid: 223-224

ARRIBAS O. 2010a. — Habitat selection, thermoregulation and activity of the Pyrenean Rock Lizard *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa* 22 (3/4): 145-166.

ARRIBAS O. 2010b. — Activity, microhabitat selection and thermal behavior of the Pyrenean Rock Lizards *Iberolacerta aranica* (Arribas, 1993), *I. aurelioi* (Arribas, 1994) and *I. bonnali* (Lantz, 1927) (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa* 23 (1/2): 3-23.

ARRIBAS O. 2015. — *Lagartija pirenaica – Iberolacerta bonnali*, in SALVADOR A. & MARCO A. (éds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>, dernière consultation le 12 février 2024.

ARRIBAS O. & GALÁN P. 2005. — Reproductive characteristics of the Pyrenean high-mountain lizards: *Iberolacerta aranica* (Arribas, 1993), *I. aurelioi* (Arribas, 1994) and *I. bonnali* (Lantz, 1927). *Animal Biology* 55 (2): 163-190. <https://doi.org/10.1163/1570756053993505>

BARON J. P., FERRIÈRE R., CLOBERT J. & SAINT GIRONS H. 1996. — Life history of *Vipera ursinii ursinii* at Mont-Ventoux (France). *Compte-rendus de l'Académie des Sciences* 319 (1): 57-70.

BALMFORD A., GREEN R. E. & JENKINS M. 2003. — Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology & Evolution* 18 (7): 326-330. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00067-3)

BESNARD A. & SALLES J. M. 2010. — *Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000*. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000, Aix-en-Provence, 62 p.

BÖHM M., COLLEN B., BAILLIE J. E. M., ET AL. & ZUG G. 2013. — The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157: 372-385. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.015>

BONTER D. N. & COOPER C. B. 2012. — Data validation in citizen science: a case study from Project FeederWatch. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10 (6): 305-307. <https://doi.org/10.1890/110273>

BURNHAM K. P. & ANDERSON D. R. 2002. — *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach*. [2nd ed.]. Springer-Verlag, New-York, 488 p.

CHEYLAN M. & POITEVIN F. 1998. — Impact of fire on a population of European pond turtles (*Emys orbicularis*) in southeastern France. *Mertensiella* 10: 67-82.

CHEYLAN M., ASTRUC G., BESNARD A. & COUTURIER T. 2007. — *Mise en place d'un protocole de suivi à long terme des populations de tortues d'Hermann dans la plaine des Maures*. Rapport DREAL PACA, Aix-en-Provence, 26 p.

CHEYLAN M., RIVIÈRE V. & CHEYLAN A. 2018. — Évaluation d'une méthode de suivi à long terme du gecko *Euleptes europaea* sur l'île du Grand Rouveau (Archipel des Embiez, Var, France). *Revue*



- d'Écologie (Terre & Vie)* 73 (4): 526-536. <https://doi.org/10.3406/rev.2018.1955>
- CLARKE R. (éd.) 1986. — *The Handbook of Ecological Monitoring*. GMS/UNEP publication, Clarendon Press, Oxford, 298 p.
- COLLEN B., LOH J., WHITMEE S., MCRAE L., AMIN R. & BAILLIE J. E. M. 2009. — Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index. *Conservation Biology* 23 (2): 317-327. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01117.x>
- CONROY M. J. & CARROLL J. P. 2009. — *Quantitative Conservation of Vertebrates*. Wiley-Blackwell, Chichester, 342 p.
- COUTURIER T., CHEYLAN M., BERTOLERO A., ASTRUC G. & BESNARD A. 2013. — Estimating abundance and population trends when detection is low and highly variable: a comparison of three methods for the Hermann's tortoise. *Journal of Wildlife Management and Wildlife Monographs* 77 (3): 454-462. <https://doi.org/10.1002/jwmg.499>
- COX N., CHANSON J. & STUART S. 2006. — *The Status and Distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin*. IUCN, Gland, Cambridge, 42 p.
- CROCHET P.-A., CHALINE O., SURGET-GROBA Y., DEBAIN C. & CHEYLAN M. 2004. — Speciation in mountains: phylogeography and phylogeny of the rock lizard genus *Iberolacerta* (Reptilia : Lacertidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 30 (3): 860-866. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2003.07.016>
- DENNIS E. B., MORGAN B. J. T. & RIDOUT M. S. 2015. — Computational aspects of n-mixture models. *Biometrics* 71 (1): 237-246. <https://doi.org/10.1111/2Fbiom.12246>
- DEVICTOR V., WHITTAKER R. J. & BELTRAME C. 2010. — Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16 (3): 354-362. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00615.x>
- DORÉ F., GRILLET P., THIRION J.-M., 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. <https://doi.org/10.1163/017353710X551381>
- DUGUY R. & BARON J. P. 1998. — La cistude d'Europe, *Emys orbicularis*, dans les marais de Brouage (Charente maritime) : cycle d'activité, thermorégulation, déplacements, reproduction et croissance. *Annales de la Société des Sciences naturelles de Charente Maritime* 8 (7): 781-803.
- FELDMER S., SCHMIDT B. R., ZIMMERMANN N. E., VEITH M., FICETOLA G. F. & LÖTTERS S. 2020. — Shifting aspect or elevation? The climate change response of ectotherms in a complex mountain topography. *Diversity and Distributions* 26 (11): 1483-1495. <https://doi.org/10.1111/ddi.13146>
- FIERS V. 2003. — *Études scientifiques en espaces naturels. Cadre méthodologique pour le recueil et le traitement de données naturalistes*. Réserves Naturelles de France (Cahiers techniques de l'ATEN ; 72), Montpellier, 96 p.
- FINLAYSON C. M. 1996. — Cadre de conception d'un programme de suivi, in TOMAS VIVES P. (éd.), *Suivi des zones humides méditerranéennes, Guide méthodologique*. MedWet, Wetlands International, Slimbridge; ICN, Lisbonne: 34-35.
- FRETEY J. 1975. — *Guide des reptiles et batraciens de France*. Hatier, Paris, 239 p.
- GALEWSKI T., COLLEN B., MCRAE L., LOH J., GRILLAS P., GAUTHIER-CLERC M. & DEVICTOR V. 2011. — Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: from global recovery to localized declines. *Biological Conservation* 144 (5): 1392-1399. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.030>
- GIBBONS J. W., SCOTT D. E., RYAN T. J., BUHLMANN K. A., TUBERVILLE T. D., METTS B. S. & WINNE C. T. 2000. — The global decline of reptiles. *BioScience* 50 (8): 653-666. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0653:tgddord\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0653:tgddord]2.0.co;2)
- GOLDSMITH F. B. 1991. — *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman & Hall, London, 296 p.
- GUILLER G., LEGENTILHOMME J., BOISSINOT A., BLOUIN-DEMERS G., BARBRAUD C. & LOURDAIS O. 2022. — Response of farmland reptiles to agricultural intensification: Collapse of the common adder *Vipera berus* and the western green lizard *Lacerta bilineata* in a hedgerow landscape. *Animal Conservation* 25 (6): 1-16. <https://doi.org/10.1111/acv.12790>
- HINES J. E. 2006. — *PRESENCE—Software to Estimate Patch Occupancy and related Parameters*. Version 2.13.39. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>, dernière consultation le 15 novembre 2022.
- IJIMA H. 2020. — A review of wildlife abundance estimation models: comparison of models for correct application. *Mammal Study* 45: 177-188. <https://doi.org/10.3106/ms2019-0082>
- LANTZ L.-A. 1927. — Quelques observations nouvelles sur l'herpétologie des Pyrénées centrales. *Revue d'Histoire naturelle appliquée* 8: 54-61.
- LELIÈVRE H., RIVALAN P., DELMAS D., BALLOUARD J.-M., BONNET X., BLOUIN-DEMERS G. & LOURDAIS O. 2013. — The thermoregulatory strategy of two sympatric colubrid snakes affects their demography. *Population Ecology* 55 (4): 585-593. <https://doi.org/10.1007/s10144-013-0388-z>
- LENGYEL S., KOSZTYI B., SCHMELLER D. S., HENRY P. Y., KOTARAC M., LIN Y. P. & HENLE K. 2018. — Evaluating and benchmarking biodiversity monitoring: metadata-based indicators for sampling design, sampling effort and data analysis. *Ecological Indicators* 85: 624-633. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.012>
- MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., LACHMAN G. B., DROEGE S., ROYLE J. A. & LANGTIMM C. A. 2002. — Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83 (3): 2248-2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., HINES J. E., KNUTSON M. G. & FRANKLIN A. B. 2003. — Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84 (8): 2200-2207. <https://doi.org/10.1890/02-3090>
- MAGURRAN A. E., BAILLIE S. R., BUCKLAND S. T., DICK J. M., ELSTON D. A., SCOTT E. M. & WATT A. D. 2010. — Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (10): 574-582. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.016>
- MARTÍNEZ-RICA J.-P. 1977. — Observaciones ecológicas de Lacerta monticola bonnali Lantz en el Pirineo español. *Publications del Centro Pirenaico de Biología Experimental* 8: 103-122.
- MCDIARMID R. W., FOSTER M. S., GUYER C., GIBBONS W. & CHERNOFF N. 2012. — *Reptile Biodiversity, Standard Methods for Inventory and Monitoring*. University of California Press, Berkeley, 412 p.
- MCKINLEY D. C., MILLER-RUSHING A. J., BALLARD H. L., BONNEY R., BROWN H., COOK-PATTON S. C. & SOUKUP M. A. 2017. — Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation* 208: 15-28. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.015>
- MCRAE L., DEINET S. & FREEMAN R. 2017. — The diversity-weighted living planet index: controlling for taxonomic bias in a global biodiversity indicator. *PLoS ONE* 12 (1): e0169156. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169156>
- MASSOT M., CLOBERT J., MONTES-POLONI L., HAUSSY C., CUBO J. & MEYLAN S. 2011. — An integrative study of ageing in a wild population of common lizards. *Functional Ecology* 2(4): 848-858. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2011.01837.x>
- MAZEROLLE M. J., BAILEY L. L., KENDALL W. L., ROYLE J. A., CONVERSE S. J. & NICHOLS J. D. 2007. — Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41 (4): 672-689. <https://doi.org/10.1674/07-061.1>
- MISTARZ M. 2021. — Des méthodes pour évaluer l'état de conservation des habitats humides sur l'ensemble du territoire métropolitain. *Naturae* 2021 (7): 79-90. <https://doi.org/10.5852/naturae2021a7>

- NICHOLS J. D. & WILLIAMS B. K. 2006. — Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 21 (12): 668-673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- OLIVIER A., BARBRAUD C., ROSECCHI E., GERMAIN C. & CHEYLAN M. 2010. — Assessing spatial and temporal population dynamics of cryptic species: an example with the European pond turtle. *Ecological applications* 20 (4): 993-1004. <https://doi.org/10.1890/09-0801.1>
- PÉREZ-MELLADO V., CHEYLAN C. & MARTÍNEZ-SOLANO I. 2009. — *Iberolacerta bonnali*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2009: e.T61447A12486917. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T61447A12486917.en>
- POTTIER G. 2001. — Nouvelle donnée sur la limite occidentale de répartition du Lézard des Pyrénées *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) (Sauria, Lacertidae). *Bulletin de la Société herpétologique de France* 98: 5-9.
- POTTIER G. 2007. — *Le Lézard pyrénéen de Bonnal Iberolacerta bonnali dans le Parc national des Pyrénées: chorologie, structuration génétique des populations, écologie et conservation d'une espèce endémique*. Laboratoire de biogéographie et écologie des vertébrés de l'EPHE, Montpellier. 120 p. + annexes.
- POTTIER G. 2012. — *Plan national d'actions en faveur des lézards des Pyrénées, Iberolacerta aranica, I. aurelioi et I. bonnali, 2013-2017*. Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, Paris, 122p.
- POTTIER G. 2016. — *Les reptiles des Pyrénées*. Muséum national d'Histoire naturelle (Coll. Patrimoines naturels), Paris, 352 p.
- POTTIER G. 2020. — *Plan national d'actions en faveur des lézards des Pyrénées, Iberolacerta aranica, I. aurelioi et I. bonnali, 2020-2029*. Ministère de la transition écologique et solidaire, Paris, 123 p.
- POTTIER G., ARTHUR C.-P., WEBER L. & CHEYLAN M. 2014. — Répartition des lézards du genre *Iberolacerta* Arribas, 1997 en France. 3/3 : le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927). *Bulletin de la Société herpétologique de France* 148 : 425-450.
- PRODON R. 1988. — *Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendies dans les Pyrénées méditerranéennes siliceuses*. Université Pierre et Marie Curie, Paris, 333 p.
- ROYLE J. A. 2004. — N-Mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60 (1): 108-115. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- ROYLE J. A. & NICHOLS J. D. 2003. — Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84 (3) : 777-790. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0777:EAF RPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0777:EAF RPA]2.0.CO;2)
- ROYLE J. A., NICHOLS J. D. & KERY. M. 2005. — Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos* 110 (2): 353-359. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13534.x>
- SAHA A., MCRABE L., DODD C. K. JR., GADSDEN H., HARE K. M., LUKOSCHEK V. & BÖHM M. 2018. — Tracking global population trends: population time-series data and a living planet index for reptiles. *Journal of Herpetology* 52 (3): 259-268. <https://doi.org/10.1670/17-076>
- SANTOS X., PLEGUEZUELOS J. M., CHERGUI B., GENIEZ P. & CHEYLAN M. 2022. — Citizen-science data shows long-term decline of snakes in southwestern Europe. *Biodiversity and Conservation* 31 (5/6): 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02415-8>
- SHEPPARD C. R. 1999. — How large should my sample be ? Some quick guides to sample size and the power of tests. *Marine Pollution Bulletin* 38 (6): 439-447. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00048-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00048-X)
- THIRION J.-M. & VOLLETTE J. 2016. — *Hiérarchisation des enjeux de conservation des espèces de Vertébrés terrestres du Parc national des Pyrénées – Amphibiens, Reptiles, Oiseaux, Mammifères*. Parc national des Pyrénées, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult, 84 p.
- THIRION J.-M., VOLLETTE J., PLISSON C., ANDRÉ C., LAFITTE J. & SOURP E. 2018. — Suivi d'une population de Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) dans le Val d'Arrious (Vallée d'Ossau). *Bulletin de la Société herpétologique de France* 166: 11-22.
- THORNHILL I., CORNELISSEN J. H. C., MCPHERSON J. M., MACBRIDE-STEWART S., MOHAMAD Z., WHITE H. J. & WIERSMA Y. F. 2021. — Towards ecological science for all by all. *Journal of Applied Ecology* 58 (2): 206-213. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13841>
- UICN 2012. — *Catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN : version 3.1* [deuxième édition]. UICN, Gland, Cambridge, 32 p.
- UICN FRANCE, MNHN & SHF 2015. — *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. UICN/SHF, Paris, 11 p.
- WARD R. J., GRIFFITHS R. A., WILKINSON J. W & CORNISH N. 2017. — Optimising monitoring efforts for secretive snakes: a comparison of occupancy and N-mixture models for assessment of population status. *Scientific Reports* 7: 18074. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18343-5>
- WILLIAMS B. K., NICHOLS J. D. & CONROY M. J. 2002. — *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Diego, 817 p.
- YOCCOZ N. G., NICHOLS J. D. & BOULINIER T. 2001. — Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16 (8): 446-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)

Soumis le 17 mars 2023 ;  
 accepté le 27 septembre 2023 ;  
 publié le 27 mars 2024.