

PREMIERS RÉSULTATS D'UN SUIVI À LONG TERME SUR UNE POPULATION DE LÉZARD OCELLÉ *TIMON LEPIDUS* SUR L'ÎLE D'OLÉRON

Florian DORÉ¹, Pierre GRILLET², Jean-Marc THIRION¹, Aurélien BESNARD³
& Marc CHEYLAN³

SUMMARY. — *A long-term monitoring program of the Ocellated Lizard (Timon lepidus) population on Oléron Island.* — The Ocellated Lizard *Timon lepidus* (Sauria ; Lacertidae) has declined throughout most of its range. Today it is difficult to assess the extent of this decline. The Ocellated Lizard population of Oléron Island (Charente-Maritime, France) is the subject of a long-term monitoring study established in 2007. This study is repeated every 3 years to follow the population evolution. The population is confined to a long-shore dune of 140 ha. The monitoring method consists of 70 plots (50 x 50 m) randomly placed within a study area divided into six distinct zones. Three surveys were conducted in the study area over the spring season (April, May and June). Results were analysed with PRESENCE 3.0 (Beta) and R 2.8.1. The Ocellated Lizard has a highly heterogeneous distribution on Oléron Island. The site-occupancy model allows us to conclude that the probability of detecting the species in the plots increases over the field. In 2010, this probability was 0.78 in April and 0.97 in May and June. The estimated proportion of occupied sites was 0.83 in 2010 and 0.76 in 2007. Colonization and local extinction are the consequences of the evolution of available shelters (colonization if this resource increases and extinction if it disappears) and of the coastal erosion (habitat loss). The relative abundance of Ocellated Lizards on the island (modeling with the N-mixture model) can be principally explained by the presence of permanent shelters (used both during winter and the lizards' active period), including rabbit and rodent burrows and artificial shelters. Rabbits are essential and their maintaining is crucial for the Ocellated Lizard conservation. The Ocellated Lizard population size was estimated to be 1025 individuals (95 % CI: 695-1355) in 2010. This monitoring survey will be replicated in 2013. Results will help us in evaluating and guiding management and conservation measures.

RÉSUMÉ. — Le Léopard ocellé *Timon lepidus* subit un déclin marqué sur l'ensemble de son aire de répartition. Il est cependant difficile d'évaluer quantitativement ce déclin sans la mise en place de protocoles de suivi valides. Dans ce but, un suivi à long terme a été initié en 2007 sur l'île d'Oléron. Celui-ci a été répété en 2010. La méthodologie retenue s'appuie sur la technique dite de « site occupancy ». Elle consiste à réaliser trois visites d'une heure au cours du printemps sur 70 placettes de suivi de 2500 m² réparties sur les 140 hectares de dunes occupés par l'espèce. En 2010, la probabilité de détection de l'espèce sur l'ensemble des placettes a été de 0,78 (0,05) pour la première visite puis de 0,97 (0,02) pour les deux suivantes. Le taux d'occupation des placettes a été de 0,76 (0,05) en 2007 et de 0,83 (0,04) en 2010. Les colonisations et extinctions locales du Léopard ocellé sur certaines placettes sont dues à l'évolution de la ressource en gîtes (terriers de lapins pour l'essentiel) et à l'érosion littorale (perte d'habitats favorables). Les gîtes permanents (terriers de lapins, trous de rongeurs et gîtes artificiels) sont les variables environnementales qui expliquent le mieux les abondances du Léopard ocellé. Le Lapin de garenne joue donc un rôle primordial dans le maintien de la population de lézards. L'estimation des effectifs de la population réalisée par la technique de « site occupancy » donne des valeurs proches pour les deux périodes de suivi : 1018 (compris entre 602 et 1355) en 2007 et 1025 individus en 2010 (compris entre 695 et 1355). Une troisième session du suivi sera réalisée en 2013. La méthodologie mise en place semble bien adaptée aux objectifs poursuivis. Elle devrait permettre de mieux orienter les actions de gestion mises en œuvre depuis plusieurs années sur cette population.

¹ Association Objectifs BiodiversitéS, 22 rue du docteur Gilbert. F-17250 Pont l'Abbé d'Arnoult. E-mail : florian.dore@gmail.com ; thirion.jean-marc@sfr.fr

² Nature Environnement Conseils, 28 place du 25 août. F-79340 Vasles. E-mail : p.grillet@wanadoo.fr

³ Laboratoire d'Écologie et Biogéographie des Vertébrés, EPHE, CEFE-CNRS, UMR 5175, 1919 route de Mende. F-34293 Montpellier cedex 5. E-mail : marc.cheylan@cefe.cnrs.fr ; aurelien.besnard@cefe.cnrs.fr

La crise de biodiversité est aujourd'hui un fait établi (WCMC, 1992 ; Wilson, 2002 ; Millenium Ecosystem Assessment, 2005) bien que les données quantitatives permettant d'évaluer l'importance du phénomène restent incomplètes (Balmford *et al.*, 2003 ; Collen *et al.*, 2008). Pour un grand nombre d'espèces et chez les reptiles notamment, il n'existe pas à ce jour de programmes de suivi à grande échelle comme il en existe pour d'autres groupes zoologiques comme les mammifères (e.g. Toms *et al.*, 1999), les oiseaux (e.g. Julliard *et al.*, 2004 ; Escandell, 2005) et les papillons (e.g. Van Swaay *et al.*, 2008). Seule l'Espagne a mis en place ces dernières années, au travers du programme SARE (AHE, 2010) un suivi à long terme des populations d'amphibiens et reptiles à partir d'itinéraires-échantillons, mais dont les résultats ne sont pas encore connus. Dans ce contexte, il paraît important de développer et tester des outils permettant de suivre l'évolution des populations de reptiles, de comprendre les causes des régressions qui les affectent et de guider les politiques de conservation qui leur sont dédiées.

Le Lézard ocellé est un bon candidat pour aborder ces questions. C'est en effet une espèce caractéristique des habitats ouverts méditerranéens, actuellement en fort déclin dans la plupart des pays du sud de l'Europe (Barbero *et al.*, 1990 ; Debussche *et al.*, 1999 ; Grillet *et al.*, 2006). Par ailleurs, plusieurs travaux réalisés en France et en Espagne ont montré la régression rapide de cette espèce dans plusieurs régions de son aire de répartition (Cheylan & Grillet, 2005 ; Grillet *et al.* 2006 ; Mateo, 2004). Ceci a motivé son inscription dans les catégories « quasi menacée » de la liste rouge des reptiles du bassin méditerranéen (Cox *et al.*, 2006) et « vulnérable » de la liste rouge nationale récemment établie par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN France *et al.*, 2009). Compte tenu de ces éléments, le Lézard ocellé fait aujourd'hui l'objet d'un Plan National d'Action porté par le Ministère de l'Écologie et du Développement Durable et dont la rédaction est en cours (MEDD, en prép.).

La population de l'île d'Oléron est tout à la fois la plus septentrionale pour l'espèce, la dernière population insulaire française (après son extinction récente sur l'île de Porquerolles : Cheylan & Grillet, 2004) et une des mieux connues (*ibidem*). Elle a fortement régressé au cours des 50 dernières années et n'est plus représentée de nos jours que par une unique population, située dans la partie dunaire du sud-ouest de l'île (Grillet, 2008). Afin de suivre l'évolution de cette population au cours du temps et d'évaluer les mesures de conservation mises en place par le gestionnaire du site (Office National des Forêts), nous avons testé et mis en œuvre un protocole de suivi en 2007 (Doré, 2008 ; Doré *et al.*, sous presse). Répété en 2010 (intervalle de 3 ans entre chaque session), ce suivi permet aujourd'hui d'évaluer la pertinence du protocole. Il apporte également les premiers éléments concernant l'évolution de cette population et les paramètres environnementaux qui influent sur son évolution.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

SITE D'ÉTUDE

L'île d'Oléron est une île d'origine récente (entre 2000 et 3000 B.P., Brochard, 1998) située sur le littoral atlantique français dans le département de la Charente-Maritime. Elle bénéficie d'un ensoleillement important proche de celui observé en climat méditerranéen (Kessler & Chambraud, 1990).

La population de Lézard ocellé se cantonne dans le sud-ouest de l'île, sur un cordon dunaire de 8 kilomètres de long et d'une largeur maximale de 450 mètres soit une étendue d'environ 140 hectares (limite nord-ouest : N 45°52'55,0 / W 001°16'13,0 ; limite sud-est : N 45°49'44,0 / W 001°14'26,0). La population est donc en situation d'insularité au sein de l'île. En effet, elle est limitée à l'ouest par la mer et à l'est par une zone boisée dense. Au nord, le cordon dunaire est très réduit, voire absent. Le milieu occupé se compose essentiellement de dunes grises (Fig. 1) à Immortelles *Helichrysum stoechas*, avec plus localement une forte présence de l'Éphédre *Ephedra distachya*.

MÉTHODOLOGIE

Des méthodes récentes, basées sur la répétition de comptages sur des placettes de suivi, permettent d'estimer la probabilité de détection d'une espèce (MacKenzie *et al.*, 2006) ainsi que son abondance sur un site donné (Royle & Nichols, 2003 ; Royle, 2004).



Figure 1. — Lézard ocellé dans un habitat de dune grise (photo : Florian Doré).
Ocellated Lizard in fixed sand dune habitat.

Stratégie d'échantillonnage

La zone d'étude a été stratifiée en 6 secteurs : les 4 noyaux relictuels de populations mis en évidence par les premières études (Grillet, 2008), une zone de clairières ouvertes en 1999 par l'ouragan Martin (milieu anciennement boisé en arrière-dune, connecté à la dune grise et redevenu favorables pour le Lézard ocellé) et le reste de la zone d'étude. 70 placettes (matérialisées par des piquets) de 50 m x 50 m (2500 m²) ont été positionnées aléatoirement sur ces 6 secteurs : 10 dans chacun des noyaux de populations (soit 40 placettes), 10 dans les clairières et 20 dans le reste de la zone d'étude entre les noyaux. Le choix du nombre de placettes résulte d'un compromis entre une bonne couverture spatiale de la population et les capacités financières et humaines permettant de répéter au fil du temps un tel protocole.

Protocole de suivi

Trois visites d'une heure, réalisées par deux personnes, ont été effectuées sur chaque placette au cours des printemps 2007 et 2010 (fin avril / mi-mai / début juin), soit 210 heures par année. Les 20 premières minutes de chaque visite sont consacrées à la recherche de contacts directs avec le Lézard ocellé (observation à distance avec des jumelles, puis observation à vue à faible distance). Les 40 minutes restantes sont dédiées à la recherche d'indices de présence (crottes, traces, mues). Le nombre d'observations et d'indices de présence sont notés pour chaque visite et chaque placette. Les prospections sont réalisées dans des conditions météorologiques jugées favorables par l'observateur (bonne température, vent faible, absence de précipitations). Pour chaque visite, la température, la vitesse du vent et la couverture nuageuse sont notées afin de vérifier leurs éventuelles influences sur les résultats.

Variables environnementales

Plusieurs variables environnementales ont été notées sur chaque placette de suivi. Elles seront modélisées par la suite en lien avec les données de présence du Lézard ocellé. Les variables relevées sont les suivantes :

- position de la placette sur la dune : plage, dune mobile, dune grise, frange pré-forestière et clairières.
- groupement végétal (pourcentage de recouvrement) : *Ammophila arenaria* et *Euphorbia paralias*, *Helichrysum stoechas*, *Koeleria glauca*, *Ephedra distachya*, *Juncus* sp., *Pinus pinaster* et *Quercus ilicis*.
- strate de végétation (pourcentage de recouvrement) : sable nu, muscinale, herbacée, buissonnante.
- nombre de gîtes disponibles selon leur nature : terrier de lapin, trou de rongeur, gîte artificiel, pierre, souche et branchage, roncier, pin anémomorphosé, yucca, saules des sables, tôle en fer.

Analyse statistique des données

L'occupation Ψ et la probabilité de détection par visite ont été modélisées à l'aide du modèle de type « présence-absence » le plus simple développé par Mackenzie *et al.* (2002). La probabilité de détecter l'espèce sur les trois visites est alors calculée par $P = 1 - [(1-p_1) * (1-p_2) * (1-p_3)]$ où p_1 , p_2 et p_3 sont respectivement les probabilités de détection estimées pour la première, la seconde et la troisième visite. Les conditions météorologiques sont modélisées comme des covariables liées aux visites sur la base de ce modèle simple de type présence-absence. L'occupation naïve est calculée par $\Psi_{naïve} = n_0/N$ avec n_0 le nombre de placettes où l'espèce a été détectée et N le nombre total de placettes. La méthode développée par Royle (2004) qui se base sur les comptages répétés et modélise les abondances et les probabilités de détection individuelles a été utilisée pour modéliser l'abondance du Lézard ocellé. Les variables explicatives potentielles de l'abondance sont testées à l'aide de covariables liées aux sites dans ce même modèle. La sélection de modèle est réalisée à partir du critère d'Akaike (AIC) (Burnham & Anderson, 2002) qui est calculé par $AIC = \text{déviante} + 2 * np$ (avec np le nombre de paramètres). Ce critère représente un compromis entre un bon ajustement du modèle aux données avec un nombre limité de paramètres (parcimonie). Deux modèles sont considérés comme significativement différents lorsque la valeur de leur AIC diffère de plus de 2 (*ibidem*). Nous chercherons à obtenir la plus petite valeur de l'AIC afin d'avoir le meilleur modèle.

Pour estimer la taille de la population, le modèle avec comptages répétés de Royle (2004) a été utilisé. Le modèle donnant des estimations d'effectifs par placette avec le plus petit intervalle de confiance a été pris en compte. En 2010, ce modèle ne comprend pas de covariables. La méthode permet d'obtenir une estimation de l'effectif avec un intervalle de confiance pour chaque placette. Les valeurs obtenues pour les placettes d'un secteur ont été extrapolées à l'ensemble de celui-ci. Puis nous avons fait la somme des estimations de tous les secteurs pour calculer la taille de la population avec un intervalle de confiance. Tous ces modèles ont été ajustés à l'aide du logiciel PRESENCE 3.0 (Beta) (Hines, 2006).

D'une saison à une autre (dans notre cas de 2007 à 2010) la répartition de la population peut évoluer du fait d'extinctions locales (ϵ) et/ou colonisation (γ) sur les placettes de suivi. Ces données peuvent être modélisées à l'aide de modèles pluri-saisonniers développés par Mackenzie *et al.* (2003). Cependant, du fait de problèmes de convergence inhérents au logiciel PRESENCE, mais aussi du fait que le taux de détection de l'espèce est proche de 1 sur l'ensemble de la saison (voir résultats), ces processus ont été analysés sous R 2.8.1. (The R Foundation for Statistical Computing, 2008) avec le package FactoMineR par des régressions logistiques à l'aide d'une procédure pas à pas descendante (« backward stepwise regression ») basée sur la minimisation du critère AIC.

RÉSULTATS

FACTEURS EXPLIQUANT LA PRÉSENCE DU LÉZARD OCELLÉ

La probabilité de détecter l'espèce est différente selon les visites. Elle était de 0,60, 0,88 et 0,92 respectivement en avril, mai et juin en 2007. En 2010, elle est de 0,78 pour la première visite et de 0,97 pour les deux dernières. La différence est significative entre un modèle sans variation dans le temps et un modèle avec ($\Delta AIC = 15,46$ en 2007 ; $\Delta AIC = 10,76$ en 2010). La probabilité de détecter l'espèce sur les trois visites est de 0,996 en 2007 et 0,999 en 2010. Les conditions météorologiques ne font pas apparaître d'effets sur la probabilité de détection en 2007 ni en 2010 (Tab. I).

TABLEAU I

Modélisation des variables météorologiques avec la méthode de Mackenzie *et al.* (2002) en 2010. « . » : constant ; « np » : nombre de paramètres ; « Psi » : probabilité de présence ; « p » : probabilité de détection

Modeling of meteorological variables using the site-occupancy mode in 2010. « . » : constant ; « np » : number of parameters ; « Psi » : probability of presence ; « p » : probability of detection

Modèle	AIC	deltaAIC	np
Psi(.,)p(température)	174,63	6,00	7
Psi(.,)p(couverture nuageuse)	172,29	3,66	7
Psi(.,)p(vitesse du vent)	169,68	1,05	7
Psi(.,)p(visite)	168,63	-	4

Les gîtes, et plus particulièrement les gîtes permanents (servant à l'hivernage et durant la période active : terrier de lapin, trou de rongeur, gîte artificiel), sont les variables qui expliquent le mieux l'abondance du Léopard ocellé (Tab. II). Les autres variables environnementales n'ont pas d'influence significative sur son abondance.

TABLEAU II

*Modélisation de l'abondance en Léopard ocellé avec la méthode de Royle (2004) en 2010. « np » : nombre de paramètres ; « * » : variable significative ; « NS » : variable non-significative*
 Modeling of the Ocellated Lizard abundance using the N-mixture model in 2010. « np » : number of parameters ; « * » : significant covariate, « NS » : Non-significant covariate

Covariable	AIC	deltaAIC	np	Sign.
Groupement végétal	471,47	8,47	8	NS
Position sur la dune	471,00	8,00	6	NS
Strate de végétation	464,35	1,35	6	NS
Sans covariable	463,00	-	2	
Présence de gîtes	453,45	-9,55	12	*
Trou rongeur	457,49	-5,51	3	*
Terrier lapin	450,84	-12,16	3	*
Terrier lapin + gîte artificiel	450,84	-12,16	4	*
Terrier lapin + trou rongeur + gîte artificiel	444,05	-18,95	5	*
Terrier lapin + trou rongeur	443,54	-19,46	4	*

ÉVOLUTION DE LA POPULATION

Le Léopard ocellé est réparti de façon hétérogène sur la zone d'étude (Fig. 2). 53 et 58 placettes, sur 70 au total, se sont révélées respectivement positives (présence de l'espèce) au cours du printemps 2007 et 2010. L'occupation naïve ($\Psi_{naïve}$) est donc de 0,76 et 0,83 pour les deux années. L'occupation estimée par un modèle de présence-absence est de 0,76 (se = 0,05) en 2007 et de 0,83 (se = 0,04) en 2010.

La taille de la population estimée par le modèle ne prenant pas en compte de covariables est estimée à 1018 individus (compris entre 602 et 1355) en 2007 et 1025 individus en 2010, avec un intervalle de confiance compris entre 695 et 1355. La densité moyenne est donc de 7,27 ind./ha (compris entre 4,30 et 9,69 ind./ha) en 2007 et 7,32 ind./ha (compris entre 4,96 et 9,69 ind./ha) en 2010.

47 placettes demeurent positives en 2010 suite à l'état initial de 2007 (Fig. 3). 11 placettes, négatives en 2007, ont fait l'objet d'observations en 2010 et ont donc été colonisées dans l'intervalle. Inversement, 6 placettes occupées en 2007 sont devenues négatives en 2010 du fait d'extinctions locales. Enfin, 6 placettes n'ont donné aucun indice en 2007 et en 2010. Le modèle qui explique le mieux l'extinction locale du Léopard ocellé prend en compte les terriers de lapins et les trous de rongeurs disponibles en 2010 (Tab. III). La colonisation des placettes négatives en 2007 est expliquée également par ces deux variables (terriers de lapins et trous de rongeurs), ainsi que par le nombre de gîtes artificiels (Tab. III).

DISCUSSION

ÉVOLUTION DE L'OCCUPATION SPATIALE

Les résultats obtenus montrent une répartition hétérogène du Léopard ocellé sur le site d'étude. Le principal changement enregistré entre 2007 et 2010 vient du secteur C (Fig. 3).

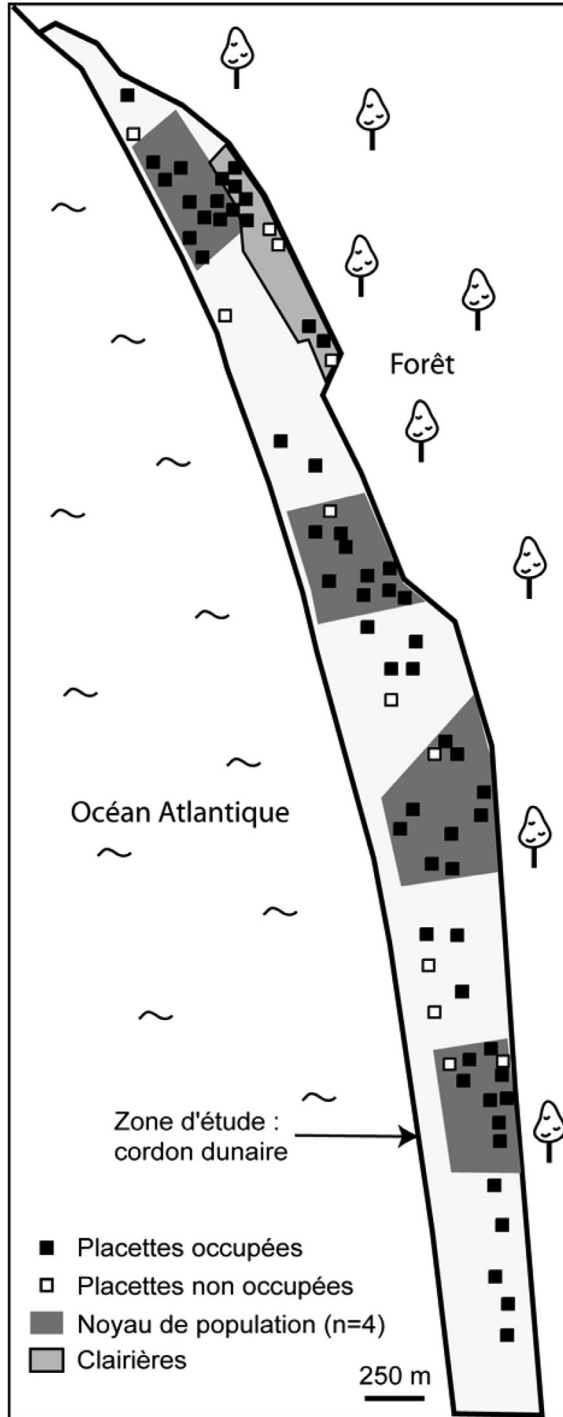


Figure 2. — Localisation des placettes occupées (carrés noir) et non occupées (carrés blanc) par le Lézard ocellé sur la zone d'étude en 2010.

Location of plots occupied (black squares) and unoccupied (white squares) by the Ocellated Lizard in 2010.

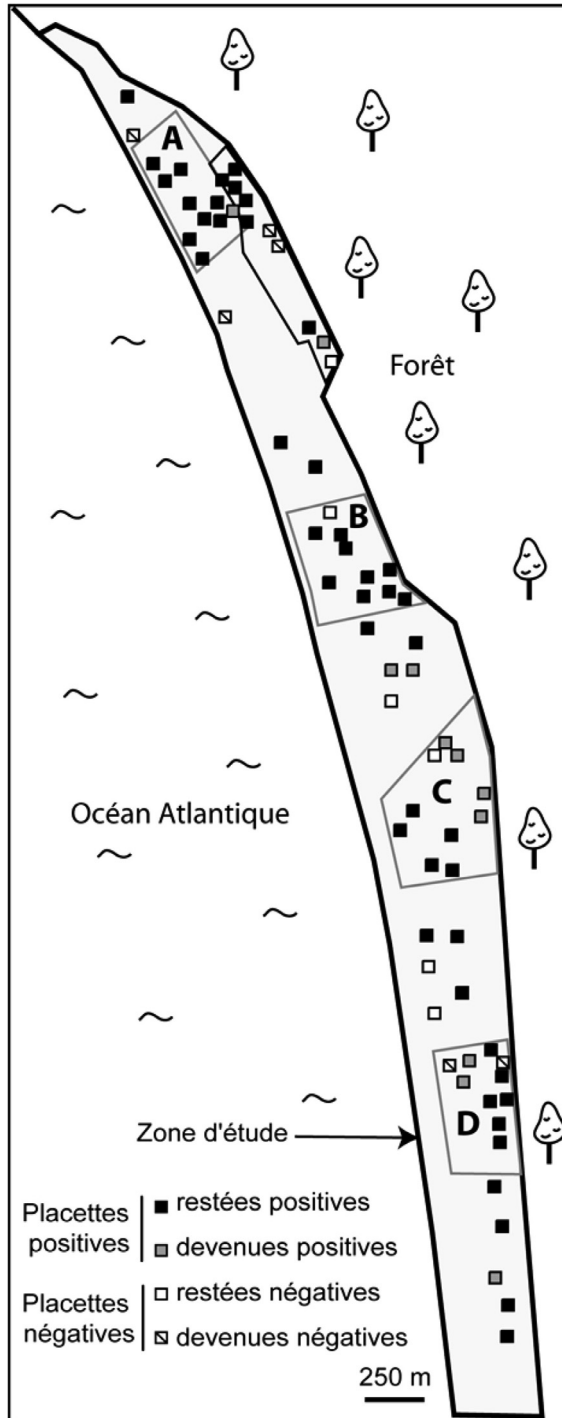


Figure 3. — Évolution du statut d'occupation des placettes de suivis entre 2007 et 2010.
 Evolution of the occupancy plot status during the 2007-2010 period. Black squares : remained occupied plots ; grey squares : become occupied plots ; white squares : remained non occupied plots ; scratched white squares ; become non occupied plots.

TABLEAU III

Modélisation de la probabilité d'extinction et de la colonisation du Lézard ocellé en 2010 à l'aide de régressions logistiques. « ter » : terrier de lapin ; « trou » : trou de rongeur ; « ga » : gîte artificiel

Modeling of the Ocellated Lizard colonization and local extinction in 2010. « ter » : rabbit burrow ; « trou » : rodent burrow ; « ga » : artificial shelter

Paramètre modélisé	Covariable	AIC	deltaAIC
Extinction	ter2007 + trou2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	22,21	-
	ter2007 + trou2007 + ter2010 + trou2010	20,21	-2,00
	trou2007 + ter2010 + trou2010	18,37	-3,84
	ter2010 + trou2010	17,46	-4,75
Colonisation	ter2007 + trou2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	14,77	-
	ter2007 + ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	14,77	0,00
	ga2007 + ter2010 + trou2010 + ga2010	12,77	-2,00
	ter2010 + trou2010 + ga2010	10,77	-4,00

Dans ce secteur, 4 placettes sur 10 sont devenues positives en 2010 : 2 suite à la mise en place de gîtes artificiels après l'état initial de 2007 et 2 avec l'apparition de terriers de lapins dans l'intervalle 2007-2010. Hormis le nombre de gîtes, les habitats sur ces placettes ne semblent pas avoir évolué depuis 2007. La colonisation progressive des clairières (devenues favorables suite à leur ouverture en 1999), déjà mise en évidence en 2007 (Doré *et al.*, sous presse) se confirme en 2010 avec 7 placettes occupées sur 10. À l'opposé, la disparition du Lézard ocellé sur certaines placettes semble s'expliquer par deux phénomènes : l'érosion littorale d'une part (accentuée par la tempête Xynthia de février 2010), qui a ensablé les placettes les plus proches du trait de côte (certaines ont disparu et se trouvent aujourd'hui sur la plage), et la chute voire la disparition des gîtes d'autre part. Au bilan, l'occupation du Lézard ocellé sur la zone d'étude tend à augmenter légèrement en 2010 (0,83) comparée à 2007 (0,76), même si cette tendance n'est pas significative. Le protocole permet d'obtenir une détection de l'espèce sur les 3 passages de quasi 100 %, ce qui est très intéressant afin de suivre l'évolution de la présence-absence de l'espèce sur les placettes.

IMPORTANCE DES GÎTES ET DU LAPIN DE GARENNE

L'étude confirme l'importance des gîtes permanents tels les terriers de lapin et les trous de rongeurs dans l'écologie de l'espèce en milieu dunaire. Ce constat va dans le sens d'observations réalisées chez d'autres espèces de lézards étudiées ailleurs dans le monde (Milne & Bull, 2000 ; Webb & Shine, 2000 ; Souter *et al.*, 2004). Dans le cas qui nous occupe, nous avons pu montrer l'étroite dépendance du Lézard ocellé vis-à-vis du Lapin de garenne (Thirion & Grillet, 2002 ; Grillet *et al.*, 2010). Le déclin de celui-ci sur l'ensemble de sa distribution originale a donc des conséquences importantes sur l'avenir du Lézard ocellé, mais aussi pour bon nombre d'espèces méditerranéennes inféodées de façon directe ou indirecte à la présence du lapin (Delibes-Mateo *et al.*, 2008). La chute des populations de lapins enregistrée entre 2001 et 2006 sur la zone d'étude (80 % de perte de terriers entre ces deux dates : Grillet *et al.*, 2010) a donc eu des conséquences manifestes sur les Lézards ocellés d'Oléron. Il semblerait cependant que la situation s'améliore depuis 2008 comme l'indique le nombre de terriers recensés sur les placettes de suivi, qui est passé de 115 en 2007 à 260 en 2010 (Doré *et al.*, 2010).

Les gîtes artificiels mis en place en 2005 et 2007 pour pallier au déclin du lapin ont par ailleurs permis de maintenir, et même de faire revenir, des Lézards ocellés dans les secteurs désertés par les lapins au début des années 2000. Cette opération semble donc avoir permis au lézard de maintenir ponctuellement des populations dans des zones d'où il aurait sans doute disparu.

TAILLE DE LA POPULATION

L'estimation de la taille de la population en 2007 (1018 individus compris entre 602 et 1355) est proche de celle de 2010 (1025 compris entre 695 et 1355). La population semble donc être restée stable sur la période considérée. La densité moyenne sur Oléron (7,3 ind./ha) est légèrement supérieure à celle estimée dans la plaine de la Crau en 1992 et 1993 (6,2 ind./ha) par Mateo et Cheylan (inédit). Mais elle est nettement inférieure à celles estimées par Galan (inédit) dans les îles de Faro (jusqu'à 208 ind./ha) et Salvora (jusqu'à 136 ind./ha) en Espagne. La densité globale de l'île de Berlenga (Portugal) était estimée à 3,3 ind./ha en moyenne (pouvant atteindre localement 128 ind./ha) (Paulo, 1988).

CONCLUSION

La méthodologie mise en œuvre semble bien adaptée aux objectifs poursuivis. Elle est robuste, relativement peu onéreuse et facilement répliquable dans le temps. Dans le futur, elle devrait permettre l'obtention d'informations essentielles à une meilleure compréhension des mécanismes d'évolution de la population de Lézards ocellés de l'île d'Oléron. Le protocole mis en place nécessite 210 heures de prospection par saison d'étude, soit l'équivalent de 6 semaines de terrain. La méthodologie employée paraît mieux adaptée que la méthode de capture-marquage-recapture (très coûteuse en temps et difficilement applicable à notre échelle) (Amstrup *et al.*, 2005) ou celle de « Distance Sampling » (posant notamment des problèmes de détection sur la ligne) (Buckland, 2004). Malgré la stabilité démographique observée entre 2007 et 2010, la population de Lézards ocellés de l'île d'Oléron demeure fragile du fait de son isolement et de la petitesse de son effectif. Deux points semblent toutefois positifs : la colonisation rapide des clairières ouvertes par l'ouragan Martin et la reprise partielle des populations de Lapins de garenne.

REMERCIEMENTS

Nous souhaitons remercier l'Office National des Forêts pour son soutien financier et son implication depuis le début des études engagées sur le Lézard ocellé de l'île d'Oléron. Nous remercions particulièrement Claude Dauge (Agent patrimonial de l'ONF) pour son aide et sa connaissance du milieu dunaire, mais aussi pour son engagement dans les actions de conservation mises en œuvre sur l'île d'Oléron (en particulier la conception et l'installation des gîtes artificiels).

RÉFÉRENCES

- A.H.E. (2010). — *Proyecto SARE (Seguimiento de Anfibios y Reptiles de España)*. Asociación Herpetologica Española. <http://www.herpetologica.es/programas/programa-sare>.
- AMSTRUP, S.C., McDONALD, T.L. & MANLY, B.F.J. (2005). — *Handbook of capture-recapture analysis*. Princeton University Press, Princeton.
- BALMFORD, A., GREEN, R.E. & JENKINS, M. (2003). — Measuring the changing state of nature. *TREE*, 18 : 326-330.
- BARBERO, M., QUÉZEL, P. & LOISEL, R. (1990). — Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens. *Forêt méditerranéenne*, 11 : 194-215.
- BROCHARD, T. (1998). — *Évolution du littoral charentais entre Sèvre niortaise et Seudre depuis 10 000 ans*. TER de Géographie, Université de Bordeaux III.
- BUCKLAND, S.T. (2004). — *Advanced distance sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- BURNHAM, K.P. & ANDERSON, D.R. (2002). — *Model selection and multimodel inference*. 2nd ed. Springer-Verlag, New York.
- CHEYLAN, M. & GRILLET, P. (2004). — *Le Lézard ocellé*. Éveil Nature. Belin, Paris.
- CHEYLAN, M. & GRILLET, P. (2005). — Statut passé et actuel du Lézard ocellé (*Lacerta lepida*, Sauriens, Lacertidés) en France. Implication en termes de conservation. *Vie et Milieu*, 55 : 15-30.
- COLLEN, B., LOH, J., WHITMEE, S., MCRAE, L., AMIN, R. & BAILLIE, J.E.M. (2008). — Monitoring change in vertebrate abundance : the living planet index. *Conserv. Biol.*, 23 : 317-327.

- COX, N., CHANSON, J. & STUART, S. (2006). — *The status and distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin*. Union Internationale pour la Conservation de la Nature, Morges.
- DEBUSSCHE, M., LEPART, J. & DERVIEUX, A. (1999). — Mediterranean landscape changes : evidence from old post-cards. *Global Écol. Biogeogr.*, 8 : 3-15.
- DORÉ, F. (2008). — *Mise en place d'un suivi à long terme et caractérisation des habitats d'une population de Lézard ocellé Timon lepidus (Daudin, 1802) en limite nord de répartition sur l'île d'Oléron*. Mémoire de Master 2, École Pratique des Hautes Études, Montpellier.
- DORÉ, F., GRILLET, P., THIRION, J.M., BESNARD, A. & CHEYLAN, M. (sous presse). — Implementation of a long-term monitoring program of the ocellated lizard (*Timon Lepidus*) population on Oleron island. *Amphibia-Reptilia*.
- DORÉ, F., GRILLET, P., THIRION, J.M., CHEYLAN, M. & BESNARD, A. (2010). — *Suivi à long terme de la population de Lézard ocellé Timon Lepidus sur l'île d'Oléron*. Rapport interne Office National des Forêts, Poitiers.
- DELIBES-MATEOS, M., DELIBES, M., FERRERAS, P. & VILLAFUERTE, R. (2008). — Key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean basin hotspot. *Conserv. Biol.*, 22 : 1106-1117.
- ESCANDELL, V. (2005). — *Monitoring common breeding birds in Spain. The SACRE programme. Report 1996-2005*. SEO/Birdlife, Madrid.
- GRILLET, P. (2008). — *Biologie des extinctions et changements globaux : apport du Lézard ocellé Lacerta lepida, Daudin, 1802*. Mémoire de diplôme Environnement et Gestion de la Biodiversité. École Pratique des Hautes Études. Laboratoire de Biogéographie et Écologie des Vertébrés. CEFÉ-CNRS. Montpellier.
- GRILLET, P., CHEYLAN, M. & DUSOULIER, F. (2006). — Évolution des habitats et changement climatique : quelles conséquences pour les populations de Lézard ocellé, *Lacerta lepida* (Sauriens, Lacertidae), en limite nord de répartition ? *Ecologia Mediterranea*, 32 : 63-72.
- GRILLET, P., CHEYLAN, M., THIRION, J.M., DORÉ, F., BONNET, X., DAUGE, C., CHOLLET, S. & MARCHAND, M.A. (2010). — Rabbit burrows or artificial refuges are a critical habitat component for the threatened lizard, *Timon lepidus* (Sauria, Lacertidae). *Biodiv. Conserv.*, 19 : 2039-2051.
- HINES, J.E. (2006). — *PRESENCE 3.0 (Beta) – Software to estimate patch occupancy and related parameters*. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- JULLIARD, R., JIGUET, F. & COUVET D. (2004). — Common birds facing global changes : what makes a species at risk ? *Global Change Biology*, 10 : 148-154.
- KESSLER, J. & CHAMBRAUD, A. (1990). — *La météo de la France, tous les climats, localité par localité*. Lathès, Paris.
- 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 : 2200-2207.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., LACHMAN, G.B., DROEDGE, S., ROYLE, A., & LANGTIMM, C.A. (2002). — Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83 : 2248-2255.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & HINES, J.E. (2006). — *Occupancy estimation and modeling, inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier, Academic Press. London.
- MATEO, J.A. (2004). — Lagarto ocelado. *Timon lepidus* (Daudin, 1802). In : Carrascal, L. M. & Salvador, A. (eds). *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>
- MEDD (en prép.). — Plan National d'Actions Lézard ocellé *Timon lepidus* (2011-2015).
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). — *Ecosystems and human wellbeing : biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- PAULO, O. (1988). — *Estudo eco-etológico da população de Lacerta lepida (Daudin, 1802) da ilha de Berlenga*. Relatório de estágio de licenciatura en biologia. FCUL. Lisboa.
- ROYLE, J. (2004). — N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60 : 108-115.
- ROYLE, J. & NICHOLS, J. (2003). — Estimating abundance from repeated presence-absence data point counts. *Ecology*, 84 : 777-790.
- THE R FOUNDATION FOR STATISTICAL COMPUTING (2008). — *R version 2.8.1*. (22.12.2008)
- THIRION, J.M. & GRILLET, P. (2002). — Le Lapin de garenne, une espèce clé dans nos écosystèmes. *Le Courrier de la Nature*, 202 : 21-23.
- TOMS, M.P., SIRIWARDENA, G.M. & GREENWOOD, J.D.D. (1999). — Developing a mammal monitoring programme for the UK. *BTO Research Report* n° 223.
- UICN FRANCE, MNHN & SHF (2009). — *La liste rouge des espèces menacées en France. Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Paris, France.
- VAN SWAAY, C.A.M., NOWICKI, P., SETTELE, J. & VAN STRIEN, A.J. (2008). — Butterfly monitoring in Europe : methods, applications and perspectives. *Biodiv. Conserv.*, 17 : 3455-3469.
- WILSON, E.O. (2002). — *The future of life*. A. Knopf, New-York.