

ÉVALUATION D'UNE MÉTHODE DE SUIVI À LONG TERME DU GECKO *EULEPTES EUROPAEA* SUR L'ÎLE DU GRAND ROUVEAU (ARCHIPEL DES EMBIEZ, VAR, FRANCE)Marc CHEYLAN^{1*}, Vincent RIVIÈRE² & Aurélien CHEYLAN³

¹ PSL Research University, CEFÉ-CNRS, EPHE, Biogéographie et Écologie des Vertébrés, 1919 route de Mende, F-34293 Montpellier. E-mail: marc.cheylan@gmail.com

² AGIR écologique, 147 anc. Route d'Esparron, F-83470 Saint Maximin la Sainte Baume. E-mail: vins.riviere@gmail.com

³ 458, avenue de l'abbé Paul Parguel. F-34090 Montpellier. E-mail: aurel.cheylan@gmail.com

* Auteur correspondant

SUMMARY.— *Evaluation of a long-term method to monitor the gecko Euleptes europaea on Grand Rouveau Island (Embiez Archipelago, Var, France).*— Population surveys are a prerequisite for evaluating the demographic trends of species. Moreover, they are indispensable for assessing conservation measures implemented to protect threatened species. Accurate surveys require robust methods that can be easily reproduced over time. The aim of this study conducted on Grand Rouveau Island was to test the applicability of a long-term monitoring method to a threatened cryptic and nocturnal species: the European leaf-toed gecko *Euleptes europaea*. The method consisted of constructing artificial refuges attractive to the species to simplify monitoring of the population. To this end, two types of shelters were tested: one type was constructed from honeycomb brick and the other from curved ceramic roof tiles covered with piles of stones. The results showed that the system consisting of three superimposed tiles was particularly suitable for the desired objectives. It is simple to construct, easy to monitor and little affected by temporal, meteorological or observer bias. The shelters of this type placed in May 2014 were rapidly colonized by the species on a long-term basis, as indicated during the first four years of monitoring. This method could allow future studies to better define the ecological requirements of this species and to assess the success of the ecological engineering actions carried out on the island, which include the elimination of the invasive exotic ice plant *Carpobrotus edulis* and the black rat *Rattus rattus*.

RÉSUMÉ.— Les suivis de population constituent un préalable nécessaire à l'évaluation des tendances démographiques des espèces. Ils sont en outre indispensables à une bonne évaluation des actions de conservation engagées en faveur des espèces menacées. Pour cela, il convient de disposer de méthodes robustes, facilement reproductibles dans le temps. L'étude conduite sur l'île de Grand Rouveau a pour objectif de tester une méthode de suivi applicable à une espèce cryptique et menacée : le Phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea*. La méthode consiste à confectionner des gîtes artificiels attractifs pour l'espèce, permettant un suivi simplifié de la population. Pour cela, deux types de gîtes ont été testés : des briques alvéolées et plusieurs tuiles rondes recouvertes d'un amas de pierre. Les résultats obtenus montrent que le système composé de 3 tuiles superposées se prête bien aux objectifs poursuivis. Il est à la fois aisé à mettre en place, facile à contrôler et peu soumis aux biais temporels (heure du jour), météorologiques ou biais d'observateur. Les gîtes posés en mai 2014 ont été rapidement et durablement colonisés par l'espèce, comme l'indiquent les quatre premières années de suivi. La méthode devrait permettre dans le futur de préciser les exigences écologiques de l'espèce et d'évaluer les actions de génie écologique engagées sur l'île : élimination de la plante exotique envahissante *Carpobrotus edulis* et du Rat noir *Rattus rattus*.

Si la crise de biodiversité ne fait aujourd'hui aucun doute (Wilson, 1989 ; Pereira *et al.*, 2010 ; Pimm *et al.*, 2014 ; Ceballos *et al.*, 2015), son ampleur reste encore en débat (Thomas *et al.*, 2004 ; Laurance, 2007 ; Barnosky *et al.*, 2011 ; Thomsen *et al.*, 2017 ; McRae *et al.*, 2017). Les méthodes développées pour évaluer les pertes de biodiversité consistent essentiellement à mesurer les tendances démographiques des populations (Robbins *et al.*, 1989 ; Fuller *et al.*, 1995 ; Houlahan *et al.*, 2000 ; Yoccoz *et al.*, 2001 ; Stuart *et al.*, 2004). C'est le cas de l'indice « Planète vivante » (Collen *et al.*, 2009) qui est un indice composite décrivant les tendances d'évolution des populations d'un grand nombre d'espèces de vertébrés, en vue de mesurer les changements temporels d'état de la biodiversité à l'échelle mondiale (WWF et GFN, 2014). Pour cela, 14 152

populations appartenant à 3706 espèces de vertébrés sont analysées (poissons, amphibiens, reptiles non aviens, mammifères, oiseaux). La majorité des séries temporelles s'étalent sur environ 20 ans (Collen *et al.*, 2009), ce qui permet une première estimation des pertes de biodiversité à l'échelle mondiale. La qualité des résultats n'est toutefois pas exempte de critiques (Magurran *et al.*, 2010 ; McRae *et al.*, 2017) dans la mesure où ceux-ci reposent sur la nature et le nombre de taxons pris en considération, leur répartition spatiale et la qualité des données sources (Galewski *et al.*, 2011). Dans cette évaluation, les reptiles non aviens sont fortement sous-représentés (63 populations seulement ; à peine 4 % des espèces d'amphibiens et de reptiles connus pour la région paléarctique, une des régions du monde les plus étudiées, McRae *et al.*, 2017), bien qu'ils contribuent pour 30 % à la richesse mondiale des vertébrés terrestres (10 639 espèces selon Uetz & Hošek, 2017). Or la prise en considération de ce groupe mérite toute notre attention, compte tenu des tendances négatives enregistrées à l'échelle mondiale (Gibbons *et al.*, 2000 ; Böhm *et al.*, 2013) comme à l'échelle méditerranéenne (Cox *et al.*, 2006).

En vue d'améliorer les données sources, il est important de développer des méthodes de suivi traduisant avec justesse les fluctuations de population au fil du temps. Les reptiles posent de ce point de vue des difficultés particulières de par leur mode de vie souvent discret, d'où le peu de suivis mis en place actuellement dans ce groupe (McRae *et al.*, 2017 ; Ward *et al.*, 2017). Ceci vaut particulièrement pour les espèces nocturnes, comme le sont la plupart des geckos (Chamberlin, 2015).

La technique des abris artificiels peut dans ce cas constituer une méthode intéressante à mettre en œuvre comme l'ont montré de nombreuses études (Reading, 1997 ; Ryan *et al.*, 2002 ; Graitson & Naulleau, 2005 ; Lettink & Cree, 2007 ; Mensforth & Bull, 2008 ; Hoare *et al.*, 2009). On sait en effet que les reptiles sont fortement conditionnés par la présence de refuges sur leur espace de vie (Lettink *et al.*, 2005). Sur la base de ce constat, nous avons cherché à développer une méthode permettant de suivre sur le long terme les populations de *Phyllodactyle* d'Europe, *Euleptes europaea*, petit gecko endémique de la région tyrrhénienne, distribué majoritairement sur les îles, mais aussi sur quelques parties littorales de la côte toscane, ligure et provençale (Salvidio *et al.*, 2010).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

LE PHYLLODACTYLE D'EUROPE

Le *Phyllodactyle* d'Europe *Euleptes europaea* (Gené, 1839) est considéré comme une espèce relictuelle, à distribution essentiellement insulaire si l'on exclut les rares populations présentes sur le continent (Salvidio *et al.*, 2010). Compte tenu de son extension géographique restreinte et des extinctions enregistrées sur plusieurs petites îles, il est classé « quasi-menacé » sur la liste rouge de l'International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Corti *et al.*, 2009). En France, on le rencontre sur un certain nombre d'îles et îlots de la côte provençale, depuis l'archipel du Frioul dans le golfe de Marseille à l'ouest jusqu'aux îles de Lérins à l'est (Mourgue, 1910 ; Jahandiez *et al.*, 1935 ; Angel, 1946 ; Delaugerre, 1981 ; Dardun, 2003, 2011 ; Nougaret & Petenian, 2003), sur le littoral des Alpes-Maritimes (Kulesza *et al.*, 1995 ; Renet *et al.*, 2008, 2013), mais aussi en Corse et sur un certain nombre de ses îlots (Delaugerre & Cheylan, 1992). En Provence, il a disparu ou fortement décliné sur au moins 7 îles et îlots (Delaugerre *et al.*, 2011 ; Cheylan inédit) : Pomègue, Ratonneau, Grand et Petit Congloué, Bendor, Porquerolles, Les Embiez. On suspecte également sa disparition sur les îles de Saint Honorat et Sainte Marguerite (Archipel des îles de Lérins) où l'espèce n'est représentée que sur les îlots périphériques (Renet *et al.*, 2013 ; Rivière, 2013), mais aussi sur les îlots du Petit et Grand Gaou (Archipel des Embiez) (Delaugerre & Cheylan, 2011 ; Rivière, obs. pers.). Suivre la dynamique des populations peut donc nous renseigner sur les causes de déclin de cette espèce, en lien avec les changements globaux.

L'ÎLE DU GRAND ROUVEAU

L'île du Grand Rouveau appartient à l'archipel des Embiez. Elle se situe sur la côte de la Provence, à une dizaine de kilomètres à l'ouest de Toulon (N 43,080° ; E 5,767°). Depuis l'automatisation du phare en 1974, l'île est inhabitée. Elle est aujourd'hui propriété du Conservatoire du littoral et fait partie du réseau des « îles sentinelles » de l'initiative pour les Petites Îles de Méditerranée (<http://www.initiative-pim.org/>). Ces îles sentinelles ont vocation à servir de sites de référence, permettant, sur le long terme, d'étudier l'évolution de la biodiversité face aux changements globaux. De 2012 à 2016, cette

île a fait l'objet d'une vaste opération d'éradication des griffes de sorcières, *Carpobrotus edulis*, en vue de permettre le retour de la végétation originelle (Ben Haj & Laviolle, 2011 ; Damery *et al.*, 2012). Durant l'été 2017, une opération d'éradication du Rat noir *Rattus rattus* a également été conduite sur l'île afin de faciliter la nidification de certains oiseaux marins sensibles à sa présence. L'enlèvement de ce rongeur pourrait avoir un effet bénéfique sur la population de Phyllodactyle, comme le suggèrent les résultats obtenus sur l'île de Bagaud (Krebs *et al.*, 2015). Le suivi mis en place a donc également pour objet d'évaluer les effets de ces opérations de génie écologique (Rivière *et al.*, 2016).

LA TECHNIQUE DES GÎTES ARTIFICIELS

Plusieurs suivis de population ont déjà été mis en place sur l'espèce : sur les hauteurs de Gênes en Ligurie (Salvidio & Delaugerre, 2003), sur l'île de Port-Cros en Provence (Delaugerre, 2009 ; Mercier *et al.*, 2017) et sur l'îlot de la Roscana en Corse (Delaugerre, com. pers.).

Ces suivis reposent, pour certains, sur la méthode des transects ou la visite de quadrats identifiés physiquement sur le terrain (Port-Cros) et, pour d'autres (Ligurie et Corse), sur la conduite d'opérations de capture-marquage-recapture (C-M-R par la suite). La réalisation de ces protocoles repose sur des méthodes contraignantes à plusieurs points de vue. De nombreux facteurs affectent en effet la méthode des transects ou des quadrats : la saison, les conditions météorologiques, l'heure de la prospection, l'expérience de l'observateur, l'activité des animaux, l'évolution physique du milieu : développement du couvert végétal, comblement des fissures rocheuses. Les biais liés à l'observateur sont dans ce cas particulièrement embarrassants, notamment parce qu'ils nécessitent une connaissance approfondie du terrain, difficilement transmissible à de nouveaux observateurs. La méthode de C-M-R est une méthode robuste et fiable, mais qui ne peut s'envisager que sur de très petits territoires, bien circonscrits spatialement. Elle ne peut être menée que de nuit, ce qui constitue également une contrainte forte. Elle nécessite par ailleurs la capture et le marquage des animaux, d'où un investissement humain relativement important et un stress accru pour les animaux.

Compte tenu de ces éléments et dans le but de limiter les contraintes techniques et logistiques, nous avons testé sur l'île du Grand Rouveau la méthode des gîtes artificiels, en vue de mettre en place un suivi à long terme de cette population.



Figure 1.— Étape de la mise en place d'un gîte.

Bon nombre de reptiles terrestres utilisent des gîtes pour satisfaire leurs besoins éco-physiologiques (Bulova, 2002 ; Beck & Jennings, 2003 ; Grillet *et al.*, 2010). Ces gîtes servent à la fois de refuges nocturnes ou diurnes, de lieux d'hibernation, de régulateurs de température, de dispositifs anti-prédation et, dans certains cas, de sites de ponte (Ineich, 2010). Si certaines espèces creusent des terriers, la plupart utilisent des gîtes naturels, façonnés ou non par d'autres espèces (mammifères, oiseaux, autres reptiles, voire araignées (Ebrahimi & Bull, 2012). Plus que toute autre espèce, le Phyllodactyle a besoin d'anfractuosités rocheuses pour se cacher durant la journée, mais aussi pour pondre et pour hiberner (Delaugerre, 1981). La pose de gîtes adaptés à ses besoins peut donc constituer un bon moyen de suivre ses populations,

dans certaines conditions tout au moins, mais également un moyen d'accroître ses effectifs. Dans un premier temps (mai 2013), deux types de gîtes ont été testés : l'un constitué de briques alvéolées, l'autre de trois tuiles rondes (dites « romaines »), empilées les unes sur les autres, avec un léger espace entre chacune, maintenu par la pose de petites plaquettes de pierre de l'épaisseur approximative d'un Phyllocladyle (2 à 5 mm). Dans les deux cas, les gîtes ont été largement recouverts de pierres, à la fois pour les dissimuler à la vue, mais aussi pour assurer un bon tampon thermique au-dessus et autour du dispositif (Fig. 1). 32 gîtes ont été posés sur l'ensemble de l'île les 5 et 6 mai 2014 (Fig. 2), de façon à couvrir équitablement le territoire mais aussi de manière à prendre en compte les principaux habitats naturels présents sur l'île. Au cours du temps, 4 gîtes ont été détruits ou systématiquement chamboulés par le public fréquentant l'île. Ils ont été remplacés en 2016 par 4 nouveaux sites disposés dans des lieux moins accessibles ce qui mène à 34 gîtes opérationnels en 2017. Chaque gîte est géolocalisé au GPS et numéroté par un chiffre écrit sous la tuile supérieure.



Figure 2.— Localisation des gîtes sur la carte des habitats.

Les paramètres relevés pour chacun des gîtes sont les suivants : nature du sol, nature et densité du couvert végétal, distance à la mer et aux zones rocheuses, exposition, pente. Ces paramètres devraient permettre au cours du temps d'évaluer les effets de l'évolution du milieu sur la démographie de la population, notamment les actions de gestion mises en œuvre sur l'île. Lors des visites, toujours effectuées de jour, chaque gîte est soigneusement démonté, puis remonté à l'identique, en prenant soin de noter le nombre d'individus vus et, dans la mesure du possible la classe d'âge de chaque animal (juvénile, sub-adulte, adulte). Par précaution, nous avons choisi de ne pas capturer les animaux, ce qui limite la qualité de cette dernière information. Il en est de même pour le sexe des animaux, difficile à attribuer par une observation rapide des animaux, et donc non pris en considération dans cette étude.

LES VISITES

Il était initialement prévu une session au printemps et une session en automne, pour tenir compte des naissances qui se font en milieu d'été (Salvidio *et al.* 2010). En raison des opportunités liées aux missions d'arrachage des griffes de sorcière (*Carpobrotus edulis*) et des aléas météorologiques, ce protocole n'a pu être respecté. Les sessions ont donc eu lieu aux dates suivantes : 21-22 juillet 2014, 29-30 octobre 2014, 29-30 avril 2015, 7-8 juillet 2015, 9-10 mai 2016, 18-19 octobre 2016, 3-4 mai 2017, et 30-31 octobre 2017. La visite des gîtes est faite sur deux jours. Elle est faite préférentiellement le matin ou en fin de journée, de façon à ne pas déranger les animaux en pleine chaleur. Lors du démontage du gîte, les pierres sont précautionneusement placées à côté du gîte, en vérifiant qu'il n'y ait pas d'animaux agrippés sous la pierre. Lors de l'enlèvement des tuiles, les animaux restent un instant immobiles (Fig. 3a). Ils sont alors soit capturés soit incités à se réfugier à proximité immédiate du gîte, de façon à pouvoir y retourner dès remontage du dispositif. Le démontage-

remontage d'un gîte demande en moyenne 10 minutes. La visite des gîtes peut donc s'effectuer sans difficulté au cours d'une journée. La présence de deux personnes est préférable, l'une pour enlever les pierres et les tuiles, l'autre pour surveiller la fuite des animaux et les capturer si besoin.

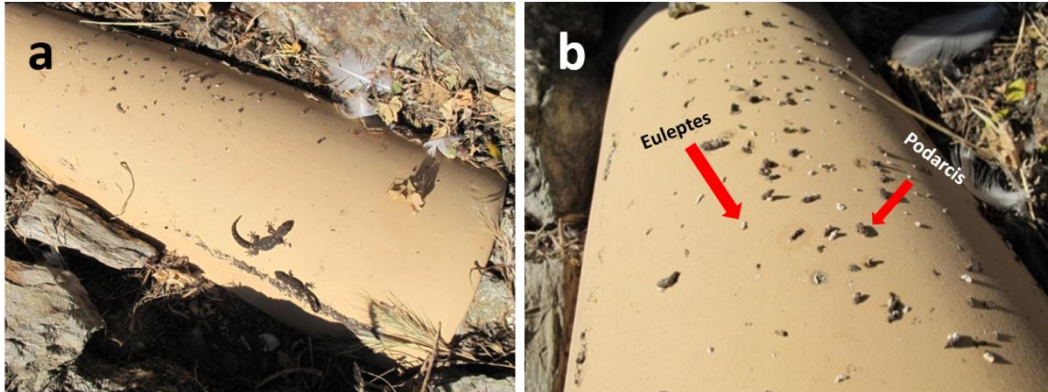


Figure 3.— (a) Phyllodactyles lors d'un contrôle de gîte. (b) Fèces de Phyllodactyle d'Europe (*Euleptes*) et de Lézard des murailles (*Podarcis*) sur une tuile.

RÉSULTATS

TEST DES DEUX TYPES DE GÎTES

Le système des tuiles romaines superposées a montré une bonne efficacité, contrairement aux briques alvéolées qui se sont révélées peu attractives et peu pratiques à utiliser. En effet, les alvéoles sont rapidement obstruées par la terre ce qui rend complexe l'observation des éventuels individus. En outre, si une alvéole est occupée par plusieurs individus, il est impossible de les dénombrer, sauf à les extraire de l'alvéole ce qui s'avère difficile et risque de blesser les animaux. Le choix s'est donc rapidement porté sur le système des tuiles.

TAUX D'OCCUPATION DES GÎTES

Dès la première visite (juillet 2014), soit 2 mois après leur pose, 9 gîtes sur 31 (un gîte chamboulé était non opérationnel) étaient occupés, soit un taux d'occupation de 29 %. Ce taux d'occupation a varié d'une valeur minimale à 26 % à une valeur maximale à 38,7 %, pour une valeur moyenne à 38 % sur les 25 gîtes n'ayant subi aucune perturbation au cours des 8 sessions de relevés (Tabl. I). Si l'on prend en compte ces 25 derniers gîtes, on constate que le taux d'occupation n'a guère évolué au cours du temps. Il a été élevé dès la première année, ce qui indique que les Phyllodactyles ont très rapidement découvert les gîtes qui leur sont apparus favorables et négligé ceux qui ne leur semblaient pas favorables. Les effectifs (nombre d'individus comptés dans chacun des gîtes) ont en revanche fluctué de façon plus importante, avec des valeurs maximales en avril et mai et minimales en juillet.

FIDÉLITÉ AUX GÎTES

Comme le montre le tableau I, l'occupation des gîtes dans le temps n'est pas aléatoire. Les gîtes rapidement occupés le sont encore pour la plupart, tandis que les gîtes non occupés lors des premières sessions ne le sont toujours pas. On note toutefois un certain nombre de gîtes occupés de façon sporadique (9 gîtes occupés moins de 3 fois), généralement par un seul individu. Il s'agit sans doute d'individus dispersant, à la recherche de gîtes favorables. La faible augmentation du nombre de gîtes positifs au fil du temps suggère une découverte rapide des gîtes et une sélection en faveur des gîtes réellement favorables à l'espèce.

TABLEAU I

Résultats des sessions de visites.

Le nombre d'individus observés apparaît dans chacune des cellules (cellules grisées). Les gîtes sont classés selon leur taux d'occupation (colonne de droite) sur l'ensemble des sessions de suivi (3 sessions au moins). NO indique les gîtes non opérationnels lors du contrôle (gîtes chamboulés mais reconstruits), DE les gîtes détruits non reconstruits. Les gîtes 34, 35 et 36 ont été posés en mai 2017, en remplacement de gîtes perdus

SESSIONS

id gîtes	21/07/2014	29/10/2014	29/04/2015	08/07/2015	09/05/2016	18/10/2016	03/05/2017	30/10/2017	% occupation
2	1	2	1	2	4	4	2	2	100
22	1	9	18	2	10	5	17	8	100
23	1	2	1	1	6	6	11	5	100
1	2	6	9	2	3	4	2	0	87
5	4	0	2	5	3	2	3	3	87
6	1	0	1	1	1	1	2	1	87
18	0	2	1	1	5	4	4	1	87
25	0	1	0	1	3	2	3	1	75
13	0	1	0	2	2	2	0	1	62
29	0	0	0	0	0	1	1	1	37
33						0	1	0	33
3	1	0	0	0	0	1	0	0	25
11	0	1	0	0	1	0	0	0	25
4	0	0	0	0	1	0	0	0	12
8	0	1	0	0	0	0	0	0	12
10	0	0	0	0	0	1	0	0	12
26	0	0	3	0	0	0	0	0	12
27	0	0	0	0	0	0	0	1	12
28	NO	0	0	0	1	0	0	0	12
32	2	0	0	0	0	0	0	0	12
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	NO	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	DE					0
21	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0	DE		0
30	0	0	0	0	0	0	DE		0
31	0	0	0	0	0	0	NO	0	0
19	2	0	DE						-
34								0	-
35								1	-
36								0	-
Total observations	15	25	36	17	40	33	46	25	
gîtes occupés/gîtes opérationnels	9/31	9/32	8/31	9/29	12/31	12/31	10/28	11/32	
taux d'occupation (%)	29	28	26	31	38,7	38,7	35,7	34,4	

OCCUPATION DE L'ESPACE

Sur le plan spatial, l'occupation des gîtes apparaît hétérogène (Fig. 4) avec des gîtes très occupés et des gîtes peu ou très peu occupés. En première analyse, on constate que les gîtes les plus attractifs sont associés à des zones rocheuses ou aux bâtiments du phare. Ceux situés dans la végétation haute sont peu prisés, de même que les gîtes en exposition nord (2 gîtes situés sur l'enceinte nord du phare et gîte situé au nord de la maison des douanes).

Plus intéressantes sont les observations réalisées dans les gîtes disposés sur les zones initialement recouvertes par les griffes de sorcière, sans lien direct avec une zone rocheuse. On constate que la plupart de ces gîtes n'ont pas été occupés, ou de façon occasionnelle, et le plus

souvent par un seul individu (Tab. I, Fig. 4). Une analyse statistique sera menée dans un second temps, lorsque le jeu de données obtenu sera plus conséquent.

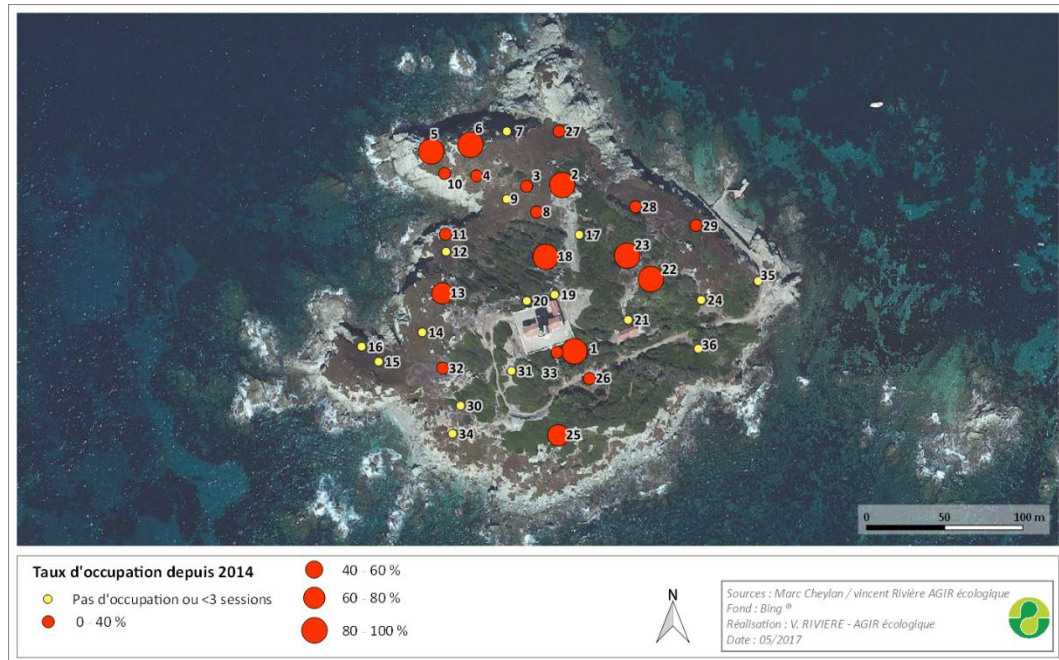


Figure 4.— Taux d'occupation des gîtes artificiels depuis la mise en place du suivi (2014). Ce taux est calculé pour les gîtes ayant au moins 3 visites valides, de façon à tenir compte des gîtes détruits ou posés trop récemment.

DISCUSSION

La pose de gîtes artificiels semble une technique appropriée pour suivre les populations de *Phyllodactyles*. Cette méthode demande peu de moyens et un faible investissement en temps (une journée pour 2 observateurs dans le cas présent). Elle peut être mise en œuvre durant la journée ce qui est un avantage pour une espèce strictement nocturne, et donc non détectable de jour. Elle offre surtout l'avantage d'être standardisée et peu sensible à un effet observateur et sans doute peu sensible à un effet météorologique. Sur des sites à forte fréquentation, comme l'est l'île du Grand Rouveau, le chamboulement des gîtes peut cependant mettre à mal le dispositif et les résultats attendus à moyen et long terme. Ainsi, 4 gîtes sur 33 ont dû être déplacés dans des secteurs moins accessibles, et 3 gîtes sur 33 ont été ponctuellement dérangés (1 session rendue non opérationnelle sur 8 sessions de visite). Par ailleurs, nous avons pu constater des différences de forme entre tuiles d'origines diverses, entraînant un espacement variable entre tuile avec un effet possible sur l'attractivité du dispositif. Pour remédier à cela, nous recommandons l'utilisation de tuiles issues d'un fabriquant unique.

Afin de rendre les comparaisons plus fiables, il sera également souhaitable de mieux respecter les périodes de visite (on suspecte un fort effet saison). Une visite en avril et une en octobre apparaît optimale. Le dérangement occasionné par le démontage et le remontage du dispositif s'oppose en revanche à des visites plus fréquentes. La distinction des cohortes d'individus : nouveau-nés, sub-adultes (nés l'année précédente) et adultes (2 ans et plus) n'est pas rigoureuse par simple observation à vue, et peut varier d'un observateur à un autre. C'est surtout vrai pour la cohorte sub-adulte, parfois difficile à isoler de la cohorte adulte. En revanche, la cohorte des moins d'un an est facilement identifiable, notamment en septembre-octobre, compte tenu de la très petite

taille des nouveau-nés. Pour une étude démographique rigoureuse, une mesure des individus devra être pratiquée, mais compte tenu du stress occasionné sur les animaux, nous recommandons de ne pratiquer cette opération qu'une fois par an, lors de la session automnale qui permet la prise en considération des nouveau-nés.

La technique mise en œuvre se prête tout particulièrement à l'utilisation de la méthode en « site occupancy » développée par MacKenzie *et al.* (2002, 2006) ou à la méthode en « N-Mixture » proposée par Royle & Nichols (2003) ; méthodes déjà appliquées avec succès sur des populations de reptiles (Doré *et al.*, 2011 ; Couturier *et al.*, 2013 ; Ward *et al.* 2017). Sous la condition d'un marquage des animaux, elle peut également mettre à profit la « spatially explicit capture-recapture method » proposée par Efford (2011).

La technique permettra à terme d'estimer les fluctuations d'effectif de la population (au sens de la population qui occupe les gîtes), et de suivre le turnover d'occupation des gîtes (probabilité de colonisation *versus* probabilité d'extinction). Elle devrait également permettre d'évaluer quels paramètres environnementaux (distance par rapport aux zones rocheuses, type de milieu végétal environnant le gîte, etc.) agissent sur la présence de l'espèce et de voir si les actions de génie écologique engagées sur l'île (restauration du couvert végétal originel, dératisation) ont un effet positif sur la population de *Phyllodactyle*.

La facilité de mise en œuvre de ce protocole ne doit cependant pas occulter ses limites, la principale étant l'imprécision des valeurs attachées à l'estimation des effectifs (Couturier *et al.*, 2013). Cette imprécision ne peut être améliorée que par augmentation du nombre de sites (gîtes dans le cas présent) et augmentation du nombre de sessions. Dans le cas présent, l'augmentation du nombre de gîtes est envisageable en tenant compte d'une contrainte importante qui est de conserver l'indépendance des échantillons (gîtes) de façon à ce qu'il n'y ait pas d'échanges d'individus entre gîtes au cours d'une session. Cette contrainte peut être contournée sans difficulté en augmentant le nombre d'observateurs, en tenant compte du fait que la pose d'un plus grand nombre de gîtes a ses limites sur un territoire aussi petit. Augmenter le nombre de sessions est en revanche plus problématique car cela implique un dérangement régulier des animaux, avec le risque de décourager ceux-ci d'occuper les gîtes. Compte tenu de ces éléments, il semble plus raisonnable de limiter les résultats à leur dimension spatiale : probabilité d'occupation des gîtes, probabilité de colonisation et d'extinction.

Outre ces questions d'ordre méthodologique, il convient de s'interroger sur un point : la population « captée » par les gîtes artificiels reflète-elle bien la population de l'île ? En d'autres termes, les fluctuations de population enregistrées dans les gîtes artificiels traduisent-elles bien les fluctuations de la population toute entière ? Pour répondre à cette question, il faudrait échantillonner la population par deux méthodes distinctes. Dans cette idée, un protocole de C-M-R a été mis en œuvre en juillet 2013 sur une partie de l'île de façon à tester une seconde méthode de suivi. Cette opération de C-M-R s'est révélée efficace et envisageable sur une partie de l'île (bâtiment du phare) mais peu applicable à l'ensemble de l'île. Elle pourra néanmoins être reconduite régulièrement, en parallèle au suivi des gîtes. Son application aux individus présents dans les gîtes pose en revanche d'importantes difficultés dans la mesure où, en l'absence de technique permettant une identification individuelle des animaux, seul un marquage temporaire peut être appliqué à la population, technique qui oblige dans ce cas à revisiter à plusieurs reprises et sur un temps court l'ensemble des gîtes, ce qui n'est pas envisageable eu égard au dérangement occasionné.

Cela étant, il est peu probable qu'une fluctuation importante d'effectifs puisse affecter la population de l'île sans affecter également la population occupant les gîtes. Compte tenu de leur emplacement, il est probable en effet que les *Phyllodactyles* occupent conjointement les abris naturels et les gîtes, avec des échanges sans doute réguliers entre les deux types de refuge. Pour qu'il y ait discordance entre les deux « sous-populations », il faudrait envisager que le milieu naturel ou les gîtes constituent des sites spécifiques où se concentrerait la population en cas de

déclin démographique. Bien que cette hypothèse ne puisse être exclue, elle ne semble pas devoir être retenue dans le cas de l'île de Grand Rouveau. Un marquage des animaux pourrait nous renseigner sur les échanges entre les gîtes artificiels et les gîtes naturels, et nous informer sur l'indépendance ou la non indépendance de ces deux types de gîtes. Fort malheureusement, les tentatives de reconnaissance individuelle par photo-identification n'ont pas été concluantes chez cette espèce en raison de sa très petite taille et de la difficulté à trouver des parties du corps dont l'écaillage est suffisamment variable pour permettre une reconnaissance individuelle (Delaugerre, com. pers.).

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier vivement le Conservatoire du Littoral et sa Délégation Europe et International, ainsi que l'initiative en faveur des Petites Îles de Méditerranée (initiative PIM), pour l'intérêt qu'ils portent aux îles et à leur conservation. Un grand merci également à l'équipe de gestion et plus particulièrement Paule Zucconi-Gil et Claude Maire pour leur disponibilité et la qualité de la logistique sur place. Nous remercions vivement toutes les personnes ayant participé à cette étude, aussi bien physiquement qu'intellectuellement : Pascal Auda, Robin Carton, Marion Cheron, Elodie Gerbeau, Françoise Poitevin, Rosanna Grauer, Ludvine Quay, ainsi que Michel Delaugerre, Ivan Ineich, Sebastiano Salvidio et deux relecteurs anonymes pour leur contribution à l'amélioration du manuscrit.

RÉFÉRENCES

- ANGEL, F. (1946).— *Faune de France. Reptiles et Amphibiens*. Lechevalier, Paris.
- BARNOSKY, A.D., MATZKE, N., TOMIYA, S., WOGAN, G.O., SWARTZ, B., QUENTAL, T.B. & MERSEY, B. (2011).— Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336): 51-57.
- BÖHM, M., COLLEN, B., BAILLIE, J.E.M. ... & ZUG, G. (2013).— The conservation status of the world's reptiles. *Biol. Conserv.*, 157: 372-385.
- BECK, D.D. & JENNINGS, R.D. (2003).— Habitat use by Gila monsters: the importance of shelters. *Herpetol. Monogr.*, 17: 111-129.
- BEN HAJ, S. & LAVIOLE, L. (2011).— *L'île du Grand Rouveau ; Schéma de gestion*. Initiative PIM.
- BULOVA, S.J. (2002).— How temperature, humidity, and burrow selection affect evaporative water loss in desert tortoises. *J. Therm. Biol.*, 27: 175-189.
- CEBALLOS, G., EHRLICH, P.R., BARNOSKY, A.D., GARCÍA, A., PRINGLE, R.M. & PALMER, T.M. (2015).— Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5): e1400253.
- CHAMBERLIN, E. (2015).— *Analysing gecko monitoring data and standardising monitoring procedures at Shakespear, Tawharanui and Whakanewha Regional Parks*. Master thesis, Massey University, New Zealand.
- EBRAHIMI, M. & BULL, M.C. (2012).— Lycosid spiders are friends and enemies of the endangered Pygmy Bluetongue lizard (*Tiliqua adelaidensis*). *Trans. R. Soc. South Australia*, 136, 45-49.
- COLLEN, B.E.N., LOH, J., WHITMEE, S., MCRAE, L., AMIN, R. & BAILLIE, J.E. (2009).— Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index. *Conserv. Biol.*, 23: 317-327.
- CORTI, C., CHEYLAN, M., GENIEZ, P., SINDACO, R. & ROMANO, A. (2009). — *Euleptes europaea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T61446A12486542. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T61446A12486542.en>. Downloaded on 19 February 2018.
- 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. *J. Wildl. Manage. Wildl. Monogr.*, 77: 454-462.
- DAMERY, C., RIVIÈRE, V., ZUCCONI, P., ROUQUETTE, H., PAVON, D., PONEL, P., BERVILLE, L., CHEYLAN, M. & MANTE, A. (2012).— *Arrachage des Griffes de sorcière sur l'île du Grand Rouveau (Var, France) : états-zéros et première phase de l'opération de dégriffage 2012*. Initiative PIM.
- DARDUN, J.-Y. (2003).— *Problématiques de conservation du Phyllodactyle d'Europe Euleptes europaea sur les îles de Marseille (Archipels du Frioul et de Riou)*. Mémoire de DESS Ecosystèmes Méditerranéens Littoraux. Faculté des Sciences et Techniques. Université de Corse.
- DARDUN, J.-Y. (2011).— *Suivi de la présence du Phyllodactyle d'Europe Euleptes europaea sur l'îlot du Torpilleur ; Compte rendu de la mission réalisée le 1er avril 2011*. Groupement d'Intérêt Publique des Calanques.
- DELAUGERRE, M. (1981).— Sur l'histoire naturelle de *Phyllodactylus europaeus* Gené, 1838 (Gekkonidae Sauria Reptiles). Port-Cros : étude d'une population naturelle. *Trav. Scient. P. N. Port-Cros*, 6: 147-175.

- DELAUGERRE, M. (2009).— *Protocole de suivi géographique du Phyllodactyle d'Europe (Euleptes europaea) sur l'île de Port-Cros*. Rapport Parc National de Port-Cros, 34 p.
- DELAUGERRE, M. & CHEYLAN, M. (1992).— *Atlas de répartition des batraciens et reptiles de Corse*. Parc naturel régional de Corse/ École pratique des hautes études.
- DELAUGERRE, M. & CHEYLAN, M. (2011).— *Observations et remarques sur l'herpétofaune des îlots de Provence*. Rapport interne, programme PIM (Petite Îles Méditerranéennes).
- DELAUGERRE, M., OUNI, R. & NOUIRA, S. (2011).— Is the European Leaf-toed gecko *Euleptes europaea* also an African? Its occurrence on the Western Mediterranean landbridge islets and its extinction rate. *Herpetol. Notes*, 4: 127-137.
- 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.
- EFFORD, M.G. (2011).— Estimation of population density by spatially explicit capture–recapture analysis of data from area searches. *Ecology*, 92: 2202-2207.
- FULLER, R.J., GREGORY, R.D., GIBBONS, D.W., MARCHANT, J.H., WILSON, J.D., BAILLIE, S.R. & CARTER, N. (1995).— Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. Biol.*, 9: 1425-1441.
- 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. *Biol. Conserv.*, 144: 1392-1399.
- 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, déjà vu Amphibians. *BioScience*, 50: 653-666.
- GRAITSON, E. & NAULLEAU, G. (2005).— Les abris artificiels: un outil pour les inventaires herpétologiques et le suivi des populations de reptiles. *Bull. Soc. Herpétol. France*, 115: 5-22.
- 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. and Conserv.*, 19: 2039-2051.
- HOARE, J.M., O'DONNELL, C.F.J., WESTBROOKE, I., HODAPP, D. & LETTINK, M. (2009).— Optimising the sampling of skinks using artificial retreats based on weather conditions and time of day. *Appl. Herpetol.*, 6: 379-390.
- HOULAHAN, J.E., FINDLAY C.E., SCHMIDT, B.R., MEYER, A.H. & KUZMINK, S.L. (2000).— Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- INEICH, I. (2010).— How habitat disturbance benefits geckos: conservation implications. *C.R. Biologies*, 333: 76-82.
- JAHANDIEZ, E., PARENT, H. & VEYRET, P. (1935).— Note sur l'histoire naturelle de l'île Verte, baie de La Ciotat (Bouches-du-Rhône). *Ann. Soc. Hist. Nat. Toulon*, 19: 26-36.
- KREBS, E., ABBA, A., GILLET, P., EUDELIN, R., GAUTHIER, J., LE QUILLIEC, P., LORVELEC, O., MARTINIERE, G., VIDAL, E. & BUISSON, E. (2015).— Réponses des populations de reptiles à l'éradication du Rat noir (*Rattus rattus*) sur l'île de Bagaud (Parc National de Port-Cros, Var, France). *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 70, Suppt 12: Espèces invasives: 99-109.
- KULESZA, V., DELAUGERRE, M. & CHEYLAN, M. (1995).— Le gecko *Phyllodactylus europaeus* découvert en Provence continentale. *Faune de Provence (CEEP)*, 16: 113-115.
- LAURANCE, W.F. (2007).— Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *TREE*, 22: 65-70.
- LETTINK, M. & CREE, A. (2007).— Relative use of three types of artificial retreats by terrestrial lizards in grazed coastal shrubland, New Zealand. *Appl. Herpetol.*, 4: 227-243.
- LETTINK, M., CREE, A., SEDDON, P.J., & NORBURY, G. (2005).— Pitfall traps versus artificial cover objects: a comparison of methods and preferences in a mark-recapture study of New Zealand lizards. *N. Zeal. J. Zool.*, 32: 225-226.
- 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. *TREE*, 25: 574-582.
- 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: 2248-2255.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & HINES, J.E. (2006).— *Occupancy estimation and modelling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier & Academic Press.
- MENSFORTH, C. & BULL, C. (2008).— Selection of artificial refuge structures in the Australian skink, *Egernia stokesii*. *Pacific Conserv. Biol.*, 14: 63-68.
- MERCIER, O., BERNARD, G., BRUHAT, L. ... & MILLION, A. (2017).— Étude pilote pour la mise en place d'un protocole de suivi du Phyllodactyle d'Europe (*Euleptes europaea*) sur l'île de Port-Cros (Var, France). *Trav. Scient. P. N. Port-Cros*, 31: 189-211.
- 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>.

- MOURGUE, M. (1910).— Étude sur le Phyllodactyle d'Europe (*Phyllodactylus europaeus* Gené) *Feuille des Jeunes Naturalistes*, IV série, 472: 57-61.
- NOUGARET, R. & PETENIAN, F. (2003).— Contribution à l'étude du Phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea* Gené, 1839 (Reptilia, Sauria, Gekkonidae) sur l'archipel de Riou (Îles de Marseille, Bouches-du-Rhône). *Faune de Provence (C.E.E.P)*, 21: 5-11.
- PEREIRA, H.M., LEADLEY, P.W., PROENÇA, V., ALKEMADE, R., SCHARLEMANN, J.P., FERNANDEZ-MANJARRÉS, J.F. ... & CHINI, L. (2010).— Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330: 1496-1501.
- PIMM, S.L., JENKINS, C.N., ABELL, R., BROOKS, T.M., GITTLEMAN, J.L., JOPPA, L.N., ... & SEXTON, J.O. (2014).— The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344 (6187): 1246752.
- READING, C.J. (1997).— A proposed standard method for surveying reptiles on dry lowland heath. *J. Appl. Ecol.*, 34: 1057-1069.
- RENET, J., GERRIET, O., JARDIN, M. & MAGNE, D. (2008).— Les populations de Phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea* Gené, 1839 Reptilia, Sauria, Gekkonidae dans les Alpes-Maritimes : premiers éléments sur leur répartition et leur écologie. *Faune de Provence (CEEP)*, 24-25: 117-126.
- RENET, J., GERRIET, O., KULESZA, V. & DELAUGERRE, M. (2013).— Le Phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea* (Gené, 1839) (Reptilia, Squamata, Sphaerodactylidae) - Les populations continentales françaises ont-elles un avenir? *Bull. Soc. Herpétol. France*, 145-46: 189-198.
- RENET, J., MARTINERIE, G., KULESZA, V. & MENETRIER, F. (2013).— The Leaf-toed gecko *Euleptes europaea* (Squamata Sphaerodactylidae) discovered on the Lérins Islands (Alpes-Maritimes, Southeastern France). *Herpetol. Notes*, 6: 571-575.
- RIVIÈRE, V. (2013).— *Inventaire herpétologique de l'île Saint-Honorat (archipel de Lérins, Cannes, Alpes-Maritimes)*. Note naturaliste, Initiative PIM.
- RIVIÈRE, V., AUDA, P., CHEYLAN, M., DAMERY, C. & UGO, J. (2016).— *Restauration écologique de l'île du Grand Rouveau (Var) ; Bilan de 4 années d'intervention ; Perspectives*. Note naturaliste, Initiative PIM.
- ROBBINS, C.S., SAUER, J.R., GREENBERG, R.S. & DROEGE, S. (1989).— Population declines in North American birds that migrate to the Neotropics. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 86: 7658-7662.
- ROYLE, J.A., & NICHOLS, J.D. (2003).— Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology*, 84: 777-790.
- RYAN, T.J., PHILIPPI, T., LEIDEN, Y.A., DORCAS, M.E., WIGLEY, T.B. & GIBBONS, J.W. (2002).— Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *For. Ecol. Manage.*, 167: 83-90.
- SALVIDIO, S., & DELAUGERRE, M. (2003).— Population dynamics of the European leaf-toed gecko (*Euleptes europaea*) in NW Italy: implications for conservation. *Herpetol. J.*, 13: 81-88.
- SALVIDIO, S., LANZA, B. & DELAUGERRE, M.J. (2010).— *Euleptes europaea* (Gené, 1839). P 869 In: C. Corti, M. Capula, L. Luiselli, L. Razzetti, & R. Sindaco (eds). *Fauna d'Italia*, Vol. 45. Milano, Edizioni Calderini de Il Sole 24 ORE.
- STUART, S.N., CHANSON, J.S., COX, N.A., YOUNG, B.E., RODRIGUES, A.S., FISCHMAN, D.L., & WALLER, R.W. (2004).— Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.
- THOMAS, J.A., TELFER, M.G., ROY, D.B., PRESTON, C.D., GREENWOOD, J.J.D., ASHER, J. ... & LAWTON, J.H. (2004).— Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303: 1879-1881.
- THOMSEN, M.S., GARCIA, C., BOLAM, S.G., PARKER, R., GODBOLD, J.A. & SOLAN, M. (2017).— Consequences of biodiversity loss diverge from expectation due to post-extinction compensatory responses. *Scientific Reports*, 7: 43695.
- UETZ, P. & HOŠEK, J. (Eds.) (2017).— *The Reptile Database* (<http://www.reptile-database.org> - accessed 13 September 2017).
- 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.
- WILSON, E.O. (1989).— Threats to biodiversity. *Scient. Amer.*, 261: 108-116.
- WWF & GFN (2014).— *WWF Living Planet Report 2014. Species and Paces, People and Places*.