

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)

Elise KREBS¹, Alain ABBA², Pascal GILLET³, Rémy EUDELIN², Joël GAUTHIER², Patricia LE QUILLIEC⁴, Olivier LORVELEC⁴, Gabriel MARTINERIE², Eric VIDAL¹ & Elise BUISSON¹

¹ Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie (IMBE), Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, UMR CNRS IRD Aix Marseille Université, France. E-mails: e.krebs@cbnmed.fr, elise.buisson@imbe.fr, eric.vidal@imbe.fr

² Association Reptil'Var, Le Relais des Maures, Piste des Martels. F-83790 Pignans, France. E-mail: reptilvar@hotmail.fr

³ Parc National de Port-Cros (PNPC), allée du castel Ste-Claire, BP70220. F-83406 Hyères cedex, France. E-mail: pascal.gillet@portcros-parcnational.fr

⁴ Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), UMR 0985 INRA / Agrocampus Ouest Écologie et santé des écosystèmes, Équipe Écologie des invasions biologiques, Rennes, France. E-mails: olivier.lorvelec@rennes.inra.fr, patricia.lequilliec@rennes.inra.fr

SUMMARY.— *Responses of reptile populations to the eradication of the Roof Rat (Rattus rattus) on Bagaud Island (Port-Cros National Park, Var, France).*— An eradication of two invasive taxa, the Roof Rat (*Rattus rattus*) and Ice plants (*Carpobrotus* spp.), was undertaken in 2011 and 2012 on the protected nature reserve of Bagaud island, located in Port-Cros national Park (south-eastern France). *R. rattus* eradication was successful while *Carpobrotus* spp. eradication is still in progress. To assess the effects of *R. rattus* eradication on island reptile populations (Montpellier Snake *Malpolon monspessulanus*, European Leaf-toed Gecko *Euleptes europaea*, Common Wall Lizard *Podarcis muralis*), a pre-eradication monitoring was conducted in 2010 and 2011, and a post-eradication monitoring in 2013 and 2014. Census was performed with three semi-quantitative methods: (1) three transects of 80 m long and 2 m wide ; (2) two quadrats 1225 m²; (3) five rocky microsites, habitats for *E. europaea*. Very few individuals of *M. monspessulanus* were observed. Significant results were obtained only for *E. europaea*: after eradication, the number of observed juveniles increased and all observed individuals, independently of their age groups, were more outside shelters than inside. These results can be explained by the loss of avoidance behaviour that *E. europaea* displayed when in presence of *R. rattus*, and by lower predation pressure, given that both species are nocturnal. The elapsed time since eradication of *R. rattus* is quite short and some species have not necessarily visibly responded demographically. Additional monitoring in the coming years will provide further insights.

RÉSUMÉ.— En 2011, une opération d'éradication simultanées de 2 taxa exotiques envahissants, le Rat noir (*Rattus rattus*) et les Griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp.) a été entreprise sur l'île de Bagaud, réserve intégrale située au sein du Parc national de Port Cros, dans le sud-est de la France. Un contrôle réalisé en 2014 a permis de conclure au succès de l'éradication de *R. rattus*. L'éradication de *Carpobrotus* spp., quant à elle, est encore en cours. Afin de connaître les effets de l'opération d'éradication de *R. rattus* sur les populations de reptiles de l'île (la Couleuvre de Montpellier *Malpolon monspessulanus*, le Phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea*, le Lézard des murailles *Podarcis muralis*), un suivi pré-éradication a été réalisé en 2010 et 2011, et reconduit post-éradication, en 2013 et 2014. L'échantillonnage pratiqué a été semi-quantitatif selon trois méthodes : (1) trois transects de 80 m de long sur 2 m de large ; (2) deux quadrats de 1225 m² ; (3) cinq microsites rocheux à *E. europaea*. Très peu d'individus de *M. monspessulanus* ont été observés. Des résultats significatifs ont été observés seulement pour *E. europaea* : après éradication, le nombre de juvéniles observés a augmenté et l'ensemble des individus observés, quelle que soit leur classe d'âge, l'ont été plus hors que dans des abris. Ces résultats peuvent s'expliquer par la perte du comportement d'évitement que *E. europaea* avait en présence de *R. rattus* et par une pression de prédation plus faible, les deux espèces étant nocturnes. Le temps écoulé depuis l'éradication de *R. rattus* est assez court et certaines espèces n'ont pas encore nécessairement réagi de façon visible sur le plan démographique. Les suivis complémentaires dans les années à venir apporteront d'autres éléments d'information.

Les îles méditerranéennes sont des refuges de biodiversité (Médail & Quézel, 1997). Elles abritent une faune et une flore originales tant sur le plan de la composition spécifique que de leur fonctionnement. Elles sont peu diversifiées au regard des écosystèmes continentaux et les réseaux

trophiques y sont simplifiés, mais elles abritent un nombre important d'espèces endémiques (Médail & Myers, 2004). Ces caractéristiques en font de très bons modèles pour étudier les impacts des changements globaux, parmi lesquels les invasions biologiques sont une composante majeure. Les écosystèmes insulaires, de par leurs caractéristiques intrinsèques, sont particulièrement vulnérables aux invasions biologiques (Amori *et al.*, 2008 ; Sax & Gaines, 2008 ; Berglund *et al.*, 2009) et sont les meilleurs révélateurs des impacts de ces dernières. À l'échelle mondiale, les îles ont été le siège de l'extinction de 67 % des 73 espèces de mammifères (Ceballos & Brown, 1995), 94 % des 129 espèces d'oiseaux (King, 1985), 89 % des 9 espèces de reptiles et 56 % des 34 espèces d'amphibiens (Honegger, 1981) historiquement éteintes depuis 1600. Les espèces présentant un risque d'extinction imminent sont majoritairement représentées sur les îles : 61 % des 131 espèces de mammifères, 59 % des 217 espèces d'oiseaux, 46 % des 15 espèces de reptiles et 21 % des 408 espèces d'amphibiens (Rickett *et al.*, 2005). Suite à ce constat, la restauration d'un milieu insulaire par éradication des espèces exotiques envahissantes représente un objectif de conservation majeur pour les systèmes insulaires (Townes & Broome, 2003 ; Lorvelec & Pascal, 2005 ; Simberloff *et al.*, 2013). La démarche comparative, consistant à acquérir des données qualitatives et quantitatives sur la faune et la flore indigènes avant et après éradication, permet de valider le succès de l'opération, et de démontrer que les objectifs de restauration fixés ont été atteints (Pascal & Chapuis, 2000).

Parmi les taxa exotiques envahissants présents en Méditerranée, deux sont particulièrement répandus sur les îles avec des impacts avérés sur les populations animales et végétales indigènes : le Rat noir *Rattus rattus* et les Griffes de sorcière *Carpobrotus* spp. (*e.g.*, Penloup *et al.*, 1997 ; Suehs *et al.*, 2004a, 2004b ; Palmer & Pons, 2001 ; Pascal *et al.*, 2008). L'île de Bagaud, au sein du Parc national de Port-Cros (Var, France), fait partie des îles envahies par ces deux taxa. Un programme de restauration écologique a été lancé sur cette île en 2010 (Passetti *et al.*, 2012). L'opération d'éradication de *R. rattus* a été mise en œuvre à partir de septembre 2011 (Ruffino *et al.*, 2015). La lutte chimique a été poursuivie jusqu'en 2014, mais on peut considérer que l'impact de *R. rattus* a cessé dès octobre 2011 puisqu'il ne restait, à partir de cette date, que très peu d'individus. Un contrôle réalisé en septembre 2014 a confirmé le succès de l'éradication de *R. rattus* (données inédites). L'éradication de *Carpobrotus* spp. a démarré fin 2011 par un arrachage initial sur l'ensemble des stations et se poursuivra jusqu'à élimination complète de la population (Krebs *et al.* dans ce numéro spécial). Ce programme comprend des suivis scientifiques pré- et post-éradications sur la flore (Krebs *et al.* dans ce numéro spécial) et les arthropodes (Braschi *et al.* dans ce numéro spécial), les oiseaux (Meriotte *et al.* dans ce numéro spécial), et les reptiles (présent travail). Les opérations les plus enrichissantes nous semblent provenir de Nouvelle-Zélande, où des programmes d'éradication du Rat du Pacifique (*Rattus exulans*) ont été menés dans plusieurs archipels (McCallum, 1986 ; Towns, 1994 ; Towns *et al.* 2001 ; Parrish, 2005) dans le but de conserver les nombreux reptiles endémiques de ces îles. Il a ainsi été montré que la présence de *R. exulans* conduit à un appauvrissement de la communauté de reptiles sur la plan de la diversité spécifique (Whitaker, 1973 ; McCallum, 1986) et de l'abondance (Towns, 1994 ; Parrish, 2005). Les espèces nocturnes peuvent être davantage affectées (Whitaker, 1973) par la présence de ce taxon exotique envahissant. Par ailleurs, Towns *et al.* (2003) ont montré que les populations du scinque *Oligosoma suteri* (espèce nocturne et ovipare) des îles Mercury et Marotene, sont menacés de disparition par la prédation de *R. exulans* si les adultes ne bénéficient pas de la présence de refuges constitués par de gros blocs de grèves. Parrish (2005) a également noté un changement dans le comportement du Sphénodon *Sphenodon punctatus* (genre endémique de Nouvelle-Zélande constituant à lui seul un ordre) qui, après éradication, a recolonisé son habitat optimal auparavant occupé par *R. exulans*, ainsi qu'une augmentation de la proportion de juvéniles de cette même espèce. Sur les îles de Méditerranée, de telles études font actuellement défaut. Seule l'étude conduite par Pérez-Mellado *et al.*, 2008 sur le Léopard des Baléares (*Podarcis lilfordi*) aborde cette question, sans toutefois apporter des résultats probants en faveur d'une éradication de

R. rattus. L'impact de l'introduction de *R. rattus* sur les reptiles des îles méditerranéennes reste donc encore à étudier.

La présente étude a pour but d'évaluer les effets de l'opération d'éradication de *R. rattus* sur les populations des trois reptiles les plus communs de l'île de Bagaud (île méditerranéenne du sud-est de la France) : le Lézard des murailles (*Podarcis muralis*), le Phyllodactyle d'Europe (*Euleptes europaea*) et la Couleuvre de Montpellier (*Malpolon monspessulanus*). Une tortue terrestre (espèce non identifiée) et la Couleuvre à échelon (*Rhinechis scalaris*) ont été observées sur l'île de Bagaud. Cependant, *R. scalaris* n'a été mentionnée que dans les années 1960 et 1970, et n'a pas été revue depuis (Cheylan, 1983). L'observation d'une tortue en 2011 résulte très certainement d'un apport par l'homme. Plus précisément cette étude porte sur la structure et la dynamique de ces populations. Des suivis ont été menés avant (2010 et 2011), et après les opérations d'éradication (2013 et 2014).

MATÉRIEL ET MÉTHODE

SITE D'ÉTUDE

L'île de Bagaud (43°00'42" N, 6°21'45" E) fait partie du Parc national de Port-Cros, dans le sud de la France. Elle a été classée en réserve intégrale en 2007. Suite à cette réglementation, le débarquement, l'amarrage à la côte, la pénétration et la circulation des personnes dans l'île sont proscrits. Seules les études scientifiques ou les opérations de gestion, dans le cadre d'activités de restauration, peuvent être autorisées par le Conseil scientifique du Parc. D'une surface de 59 ha, l'île présente un relief peu marqué culminant à 57 m. L'archipel des îles d'Hyères est soumis à un climat méditerranéen subhumide tempéré. La période sèche dure les trois mois d'été et les précipitations, qui peuvent être très abondantes au printemps et à l'automne, sont de 776 mm en moyenne sur l'île proche de Porquerolles. L'insularité et la situation méridionale confèrent à cette zone un hiver tempéré et une forte humidité relative de l'air, même en été. La température moyenne des mois les plus froids est supérieure à 9°C, et le maximum quotidien estival dépasse fréquemment les 30°C. Sur l'archipel, le vent d'est et le Mistral (nord-ouest) sont les vents qui soufflent le plus fréquemment (Gérardin & Poncin, 2005). L'île est majoritairement recouverte par une végétation de type maquis haut. C'est une végétation très dense, dominée par quelques espèces arbustives (*Pistacia lentiscus*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Phillyrea* sp., *Olea europaea*) (Krebs *et al.*, 2014). La pointe sud de l'île et la côte ouest présentent des milieux ouverts et rocheux plus favorables aux reptiles. De plus, des pointes rocheuses émergent de la végétation en plusieurs points de l'île.

MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

Dénombrement de M. monspessulanus et P. muralis par la méthode des quadrats

En 2010, 2011, 2013 et 2014, deux quadrats de 1225 m² ont été parcourus par un observateur (durée = 10,8 ± 1,6 min), sur toute leur surface (Tab. I). Ces prospections ont été réalisées durant les périodes les plus favorables aux lézards et aux serpents, à savoir en début de matinée et en fin d'après-midi. L'un des quadrats est situé à la pointe sud de l'île. Cette zone abrite la plus forte densité de Goéland leucophaé (*Larus michahellis*) de l'îlot en période de nidification (Berger *et al.*, 2010). De plus, *R. rattus* y était présent en forte densité lors de l'opération d'éradication de septembre 2011 (Ruffino *et al.*, 2015). L'autre quadrat est placé dans la zone à *Carpobrotus* spp. située au pied de l'ancienne Batterie du sud (dont l'éradication a débuté fin 2011 ; Krebs *et al.*, dans ce numéro spécial). Ces deux sites sont situés en bordure de la ceinture halophile et en limite de l'oléo-lentisque. Ils ont été choisis pour leur facilité d'accès et leur taille suffisamment importante pour y placer les quadrats.

Dénombrement de M. monspessulanus et P. muralis par la méthode des transects

En 2010, 2011, 2013 et 2014, trois transects de 80 m de long ont été parcourus par un observateur (durée = 6,7 ± 2,3 min), en notant les observations de *M. monspessulanus* et *P. muralis* réalisées dans une bande de 2 m de large de part et d'autre de la ligne ainsi que la durée précise du parcours (Tab. I). Ces prospections ont été réalisées en début de matinée et en fin d'après-midi. L'un des transects est placé au niveau de la pointe sud de l'île, dans une pelouse halophile. Les deux autres sont situés sur un chemin qui traverse l'île d'est en ouest en son tiers inférieur, l'un étant situé dans un milieu de type maquis fermé, et l'autre dans un maquis plus littoral et plus ouvert.

Dénombrement sur microsites à E. europaea

Cinq microsites rocheux favorables ont été identifiés et délimités. En 2011, 2013 et 2014, ils ont été minutieusement prospectés (substrat et failles) en début et milieu de nuit, périodes les plus favorables à l'observation, par un ou deux observateurs à la lampe frontale (Tableau I). Deux de ces microsites sont des constructions artificielles, deux sont des

rochers situés au niveau de la falaise ouest de la pointe sud de l'île, et le dernier est un rocher émergent du maquis du sud de l'île. Le comportement de chaque individu au moment de l'observation a été rapporté : à l'abri ou en dehors d'un abri.

TABLEAU I

Nombre de prospections effectuées chaque année pour les trois espèces étudiées. À chaque prospection, tous les quadrats et les transects sont parcourus pour observer M. monspessulanus et P. muralis et tous les microsites pour E. europaea. Chaque observation est consignée en notant les coordonnées, l'observateur, la date, l'heure, le type de protocole, l'espèce et, quand cela est possible, le sexe et la classe d'âge (adulte, subadulte, juvénile). 2010 et 2011 correspondent à des années pré-éradications (Rattus rattus et Carpobrotus spp.), 2013 et 2014 à des années post-éradications

Année	<i>M. monspessulanus</i>	<i>P. muralis</i>	<i>E. europaea</i>	Période
2010	10	6	0	mai-oct.
2011	12	11	4	avril-oct.
2013	10	9	7	mai-sept.
2014	11	11	6	mai-oct.

Observations hors protocole

L'ensemble des zones accessibles de l'île (dont les zones ouvertes les plus favorables aux reptiles), a été prospecté à la recherche d'individus (adultes, jeunes, œufs) et d'indices de présence (excréments et mues). Les milieux favorables aux différentes espèces de reptiles ont été prospectés de façon active à l'aide d'une lampe torche, en soulevant les pierres, le bois mort, en inspectant les anfractuosités, les fissures des rochers et ouvrages artificiels. Seules les données concernant *M. monspessulanus* ont été utilisées du fait du faible nombre d'observations dans les quadrats et les transects. Ainsi, pour cette espèce, les données analysées sont des présences/absences hors protocole, sur quadrats et transects.

ANALYSES DES DONNÉES

Afin d'évaluer la dynamique temporelle des populations de reptiles entre 2010 et 2014, deux modèles linéaires mixtes (GLMM) ont été comparés à l'aide du logiciel R. Dans le premier modèle, l'année a été incluse en facteur fixe et les répliques en facteur aléatoire, alors que dans le deuxième modèle, seules les répliques ont été incluses en facteur aléatoire (pas de facteur fixe). Si le premier modèle obtenait un AIC (Akaike Information Criterion) plus faible, l'année a été considérée comme ayant un effet significatif (Burnham & Anderson, 2004) et les différences entre années ont été évaluées grâce à un test de comparaison multiple de Tukey. Nous avons utilisé un GLMM avec une distribution binomiale (fonction lien : logit) pour l'analyse des données de *M. monspessulanus* et un GLMM avec une distribution de poisson (fonction lien : log) pour l'analyse des données de *P. muralis* et *E. europaea*.

TABLEAU II

Structure de la population de Couleuvre de Montpellier, Malpolon monspessulanus, sur l'ensemble des observations réalisées (durant et hors protocoles). Nombre d'observations dans les différentes classes d'âge. L'opération d'éradication de Rattus rattus s'est déroulée en septembre 2011. Résultats des GLMM (distribution binomiale, fonction lien : logit) sur l'ensemble des classes d'âge : AIC modèle 1 (année en facteur fixe et répliques en facteur aléatoire) = 94,3 > AIC du modèle 2 (répliques en facteur aléatoire) = 88,4, l'année n'est pas un facteur significatif

Classe d'âge	2010	2011	2013	2014
Adulte	4	16	4	3
Subadulte	1	3	5	1
Juvénile	0	0	0	2
Indéterminé	0	1	0	1
Effectif total	5	20	9	7

RÉSULTATS

MALPOLON MONSPESSULANUS, LA COULEUVRE DE MONTPELLIER

Au total, sur les quatre années, 41 observations de *M. monspessulanus* ont été faites (1 sur quadrat, 3 sur transect, 37 hors protocole). Aucune différence significative n'a pu être observée entre les années sur les classes d'âges analysées conjointement, du fait des faibles effectifs (AIC

modèle 1 = 94.3 > AIC du modèle 2 = 88.4, l'année n'est pas un facteur significatif ; Tab. II). Le plus grand nombre d'observations a été fait en 2011. Seuls deux juvéniles ont été observés, et ce en 2014.

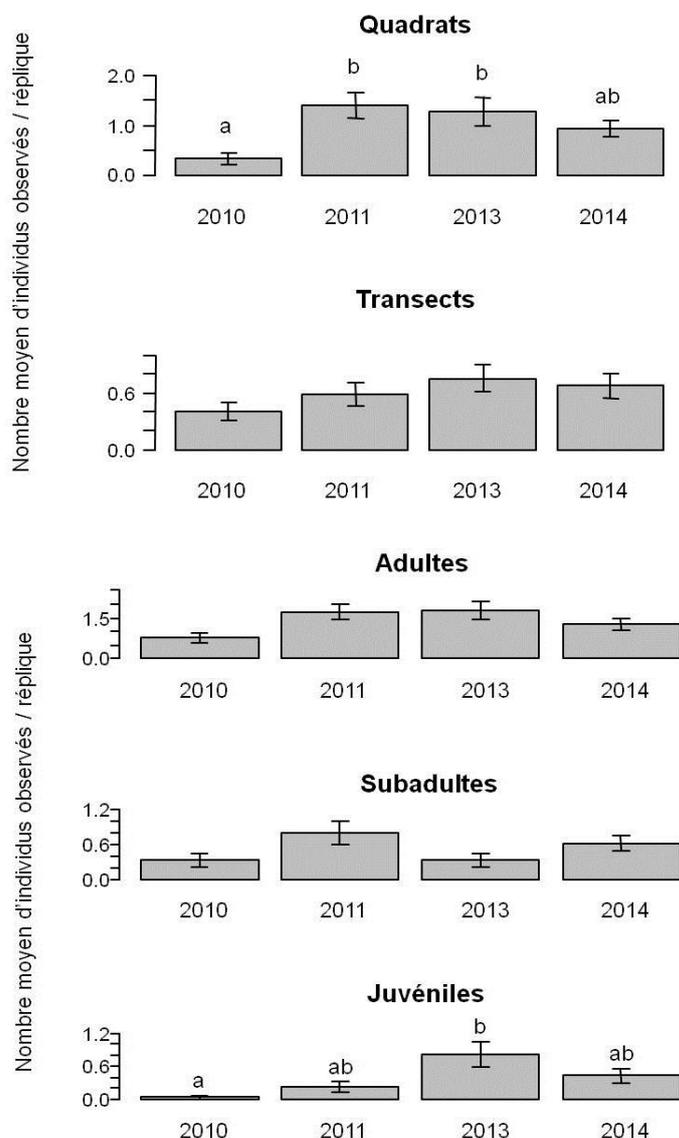


Figure 1.— Nombre moyen d'individus de Lézard des murailles, *Podarcis muralis*, observés par passage sur un transect ou un quadrat. Voir tableau III pour les résultats des GLMM.

PODARCIS MURALIS, LE LÉZARD DES MURAILLES

Au total, sur les quatre années, 1090 observations de *P. muralis* ont été faites (2010 n = 179 ; 2011 n = 414 ; 2013 n = 264 ; 2014 n = 233). Les quadrats (1,1 individu observé par date et par quadrat) permettent d'observer significativement plus d'individus que les transects (0,6 individu observé par date et par quadrat) (AIC modèle 1 = 1405,5 < AIC du modèle 2 = 1413,7, le

protocole utilisé est un facteur significatif). La structure de la population évolue de la même façon dans les deux protocoles (Fig. 1). Seuls les juvéniles présentent des variations significatives du nombre d'individus observés entre années : leur nombre est significativement plus faible en 2010 qu'en 2013 (Tab. III, Figure 1). Le nombre d'observations d'individus adultes a légèrement, mais non significativement augmenté en 2011 et 2013 pour diminuer un peu en 2014 (Fig. 1).

TABLEAU III

Résultats des GLMM (distribution de poisson, fonction lien : log), avec modèle 1 (année en facteur fixe et répliques en facteur aléatoire) et modèle 2 (répliques en facteur aléatoire) pour le Lézard des murailles, *P. muralis*, et pour le Phyllodactyle d'Europe, *E. europaea*

	<i>Podarcis muralis</i>	
Données	AIC modèle 1	AIC modèle 2
Quadrat *	681,53	687,33
Transect	723,23	720,04
Adulte	611,04	612,95
Subadulte	370,07	369,91
Juvenile *	278,73	285,59
	<i>Euleptes europaea</i>	
Adulte	785,67	782,35
Subadulte	341,4	339,57
Juvenile *	249,68	252,33

EULEPTES EUROPAEA, LE PHYLLODACTYLE D'EUROPE

Au total, sur les quatre années, 823 observations de *E. europaea* ont été faites (2010 n = 129 ; 2011 n = 329 ; 2013 n = 165 ; 2014 n = 200). Quel que soit le comportement des individus observés, seuls les juvéniles voient le nombre de leurs observations significativement augmenter entre 2011 et 2014 (Tab. III, Fig. 2). Les adultes et subadultes sont significativement plus observés sous abris qu'en-dehors en 2011 et 2013, alors qu'en 2014, la tendance s'inverse et les subadultes sont significativement plus observés dehors (Tab. IV, Fig 3). Les juvéniles sont peu observés en 2011, que ce soit sous abris ou en-dehors et sont significativement plus observés dehors en 2013 et 2014 (Tab. IV, Fig. 3).

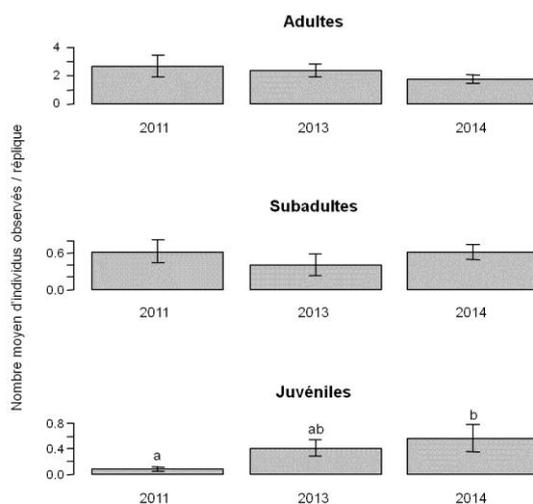


Figure 2.— Nombre moyen d'individus de Phyllodactyle d'Europe, *Euleptes europaea*, observés par passage sur un microsite. Voir Tab. III pour les résultats des GLMM.

TABLEAU IV

Résultats des GLMM (distribution de poisson, fonction lien : log), avec modèle 1 (année*comportement en facteur fixe et répliques en facteur aléatoire) et modèle 2 (répliques en facteur aléatoire) pour le *Phyllodactyle d'Europe*, *E. europaea*. Les types de comportement pris en compte sont : à l'abri (dans une fissure ou sous une pierre) ou dehors (au sol ou en déplacement)

	AIC modèle 1		AIC modèle 2	
	année*comportement	année	comportement	
Adulte *	671,57	785,7	729,5	782,35
Subadulte *	303,16	341,4	338,1	339,57
Juvenile *	200,22	249,7	205,2	252,33

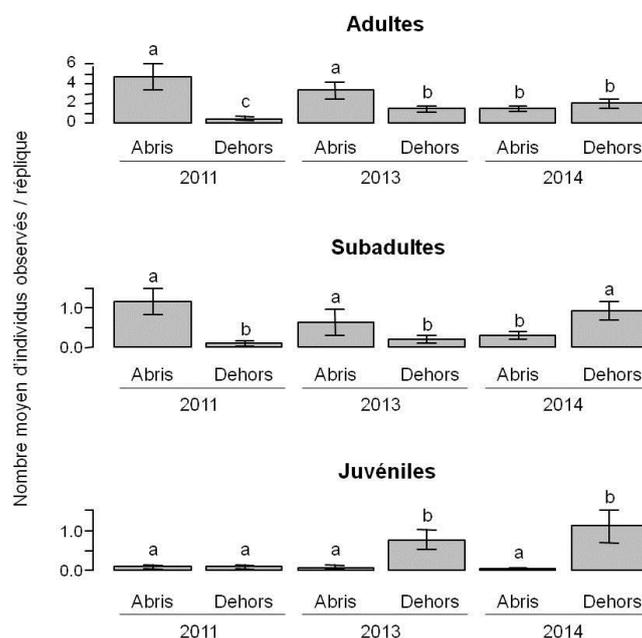


Figure 3.— Nombre moyen d'individus de *Phyllodactyle d'Europe*, *Euleptes europaea*, observés dehors ou à l'abri par passage sur un microsite. Voir Tab. IV pour les résultats des GLMM.

DISCUSSION

MALPOLON MONSPESSULANUS, LA COULEUVRE DE MONTPELLIER

Le manque d'efficacité des protocoles pour détecter *M. monspessulanus* ne nous permet pas de statuer sur d'éventuels changements temporels au sein de la population. Ceci pourrait être dû aux faibles densités de grands prédateurs présents sur les îles (Nillsson *et al.*, 1985 ; Williamson, 1981), ne permettant pas l'obtention de données suffisantes pour mettre en évidence d'éventuels effets de l'éradication de *R. rattus*. Un protocole de suivi à l'aide de plaque-abris, réalisé pendant 2 ans, a été abandonné car inefficace. Il a consisté à contrôler 23 plaques ondulées de fibrociment installées en 2006 en des points géoréférencés, dans des zones de lisière. Cette technique permet de fournir un abri au serpent, dont on peut par la suite facilement vérifier la présence. Ce protocole est coûteux en temps et s'est avéré totalement infructueux : un seul contact, en 2011. L'inefficacité du protocole ne peut pas être expliquée par une installation trop récente des plaques-abris qui ne

seraient pas encore attractives, mais plutôt par une méthode inadaptée aux habitats méditerranéens qui offrent naturellement de multiples abris, et ne nécessitent pas un recours à une activité thermorégulatrice régulière.

Ainsi, l'éradication de sa principale proie supposée *R. rattus* (Mullin & Seigel, 2011) ne s'est pas traduite à ce jour par une baisse significative du nombre d'observations. Les populations de serpents étant bien connues pour ne pas toujours répondre rapidement aux changements dans les populations de proies (Mullin & Seigel, 2011), la poursuite des prospections dans les années à venir nous permettra de confirmer ou non le maintien de la population sur l'île de Bagaud, à présent dépourvue de petits mammifères non volants.

PODARCIS MURALIS, LE LÉZARD DES MURAILLES

L'éradication de *R. rattus* n'a pas eu d'impact significatif sur la population de *P. muralis*. La seule différence significative, qui s'observe entre 2010 et 2013 pour les juvéniles, ne peut pas être imputée directement et seulement à l'éradication car aucune différence significative n'est mise en évidence entre les autres années. Ces variations interannuelles peuvent aussi s'expliquer par des fluctuations des conditions environnementales (e.g. Castilla *et al.*, 1991) ou par des biais liés à l'observateur. Par ailleurs, les ressources alimentaires de *P. muralis* (arthropodes) ont pu être modifiées depuis l'éradication de *R. rattus* et de *Carpobrotus* spp. (Braschi *et al.*, dans ce numéro spécial). Seule l'acquisition de données complémentaires, dans les années à venir, pourrait confirmer ou non un changement dans la dynamique de *P. muralis*.

EULEPTES EUROPAEA, LE PHYLLODACTYLE D'EUROPE

Suite à l'éradication de *R. rattus*, seuls les juvéniles sont significativement plus observés en 2014 qu'en 2011. Toutefois, une différence significative entre le nombre d'individus observés dehors et le nombre d'individus observés à l'abri apparaît, pour les trois classes d'âge. Ceci peut s'expliquer par un changement de comportement d'*E. europaea* et par une pression de prédation plus faible suite à l'éradication. En effet, *E. europaea* est une espèce nocturne qui s'abrite la journée dans des failles, des fissures ou sous des pierres et sort la nuit de son abri pour se nourrir. *R. rattus* étant également nocturne, *E. europaea* a pu développer un comportement d'évitement en présence de ce dernier et occuper davantage les abris qu'en son absence. Ces résultats concordent avec ceux de Towns *et al.* (2003) sur le scinque *Oligosoma suteri* (espèce nocturne). Ils ont montré l'importance de l'habitat, et notamment de la présence de refuges pour éviter la prédation exercée par *R. exulans*. De même, Parrish (2005) a observé un changement dans le comportement du gecko *Hoplodactylus duvaucelii*. Non capturé dans les pitfalls (pièges enterrés) avant éradication, *H. duvaucelii* a été observé au sol après éradication. Il s'avère que cette espèce s'abrite probablement dans les crevasses et en hauteur dans les arbres, alors qu'il s'alimente préférentiellement au sol. Dans notre cas, il existe de plus une différence en fonction de la classe d'âge. Pour les adultes et les subadultes, le changement de comportement s'opère en 2014, alors que pour les juvéniles, il s'effectue dès 2013. Ce décalage pourrait être la conséquence à la fois d'un comportement acquis, que les juvéniles qui n'ont pas été en contact avec *R. rattus* n'ont pas développé (e.g. comme il a été montré que des geckos peuvent éviter les prédateurs tels que les serpents ; Webb *et al.*, 2010), et d'une modification de la pression de prédation plus importante sur cette classe d'âge.

Les premiers suivis réalisés sur les populations de reptiles de l'île de Bagaud après éradication de *R. rattus*, présent sous une densité de 33 rats/ha sur l'île en 2011 (Ruffino *et al.*, 2015), nous apportent des éléments de réponse sur les interactions entre l'espèce introduite et les populations de reptiles autochtones. L'éradication a eu un effet significatif uniquement sur la population d'*E. europaea*. Aucun protocole efficace pour l'échantillonnage de la population de *M. monspessulanus* n'a pu être trouvé et les variations observées pour *P. muralis* sont difficilement interprétables, du fait de nombreux facteurs confondants (prédation, biais observateur, conditions

environnementales et ressources alimentaires). Les résultats des études menées en Nouvelle-Zélande sont plus probants. Towns *et al.* (2001) ont montré que sept espèces de geckos et dix espèces de scinques ont probablement vu leur abondance augmenter après des éradications de rats introduits sur des îles périphériques en Nouvelle-Zélande. Les études existantes attestant de l'impact de *R. exulans* sur les populations de reptiles indigènes de Nouvelle-Zélande se déroulent dans des conditions qui diffèrent par la compétition pour les ressources alimentaires (McCallum, 1986 ; Towns, 1994 ; Parrish, 2005) et par la prédation, car *R. exulans* est le seul prédateur présent sur ces îles avant éradication (Whitaker, 1973 ; McCallum, 1986 ; Towns, 1994 ; Parrish, 2005). L'absence de prédateur (autre que *R. rattus* introduit) se retrouve également dans les îles des Baléares en Méditerranée où Pérez-Mellado *et al.* (2008) n'ont pas mis en évidence d'effet de la présence de *R. rattus* sur la densité de *P. lilfordi*. Dans le cas de Bagaud, *M. monspessulanus* est toujours présente et, ayant un régime alimentaire opportuniste (Pleguezuelos, 2003), elle est susceptible d'exercer une pression de prédation sur les populations de *P. muralis*, d'*E. europaea* et de diverses espèces d'oiseaux. Ces différentes études illustrent l'importance des facteurs écologiques (compétition, prédation, habitat) et de leur combinaison dans les interactions entre les rats introduits et les reptiles indigènes et expliquent les difficultés rencontrées pour interpréter les résultats obtenus. Malgré le faible impact montré concernant *P. muralis*, le temps écoulé depuis l'éradication de *R. rattus* est assez court et certaines espèces n'ont pas encore nécessairement réagi de façon visible sur le plan démographique (Parrish, 2005). Ceci souligne l'importance de poursuivre les suivis sur le long terme afin de répondre pleinement aux objectifs de départ.

Les conditions particulières de l'île de Bagaud (fort recouvrement par une végétation dense) n'ont pas permis de mettre en place un protocole permettant d'estimer la densité des populations de reptiles, comme le *distance sampling*. Cependant, l'utilisation de protocoles simples respectant les conditions nécessaires à leur interprétation (nombre suffisant de réplicats, homogénéité dans la réalisation des observations) permet un suivi sur le long-terme avec peu de financement et peut donner des résultats. Ainsi, l'expérience acquise sur l'île de Bagaud pourrait inciter à initier d'autres programmes sur le long terme. Le développement de protocoles harmonisés en méditerranée, menés sur le long terme et dont l'efficacité a été testée, pourrait devenir un outil puissant pour la recherche appliquée et la conservation des systèmes insulaires.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier l'ensemble des personnes ayant participé aux prospections : Mathias Allegre, Menad Beddek, Raphaël Colombo, Bénédicte Culorier, Franck Dupraz, Eve Esquenet, Joana Figuiere, Marina Gastaud, Jérémy Jalabert, Marc-Antoine Marchand, Daniel Martinerie, Benoît Moraze, Eric Zara, Sébastien Sant, Eric Schleich, Sébastien Toja, Nicolas Vissyrias, Margaux Westerloppe ; le secteur de Port-Cros pour la logistique ainsi que Pascal Gillet. Nous remercions également les partenaires financiers, le Parc national de Port-Cros et la Fondation Total. Enfin, nous remercions deux relecteurs anonymes pour leurs commentaires qui ont permis d'améliorer la qualité de cet article.

RÉFÉRENCES

- ARMORI, G., GIPPOTITI, S. & HELGEN, K. M. (2008).— Diversity, distribution, and conservation of endemic island rodents. *Quat. Int.*, 182: 6-15.
- BERGER, G., BONNAUD, E., LEGRAND, J. & DUHEM, C. (2010).— *Surveillance et gestion des populations de goélands leucophées des îles d'Hyères. Recensement 2010*. Rapport de l'association DREAM.
- BRASCHI, J., PONEL, P., KREBS, E., JOURDAN, H., PASSETTI, A., BARCELO, A., BERVILLE, L., LEQUILLIEC, P., LORVELEC, O., MATOCQ, A., MEUNIER, J.-Y., OGER, P., SÉCHET, E. & VIDAL, E. (2015, dans ce numéro spécial).— Eradications simultanées du Rat noir (*Rattus rattus*) et des Griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp.) sur l'île de Bagaud (Parc national de Port-Cros, Provence, France) : résultats préliminaires des conséquences sur les communautés d'arthropodes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 70, suppt 12 « *Espèces invasives* »: xxx-xxx.
- CASTILLA, A.M., BARBADILLO, L.J. & BAUWENS, D. (1992).— Annual variation in reproductive traits in the lizard *Acanthodactylus erythrurus*. *Can. J. Zool.*, 70: 395-402.

- CEBALLOS, G. & BROWN, J.H. (1995).— Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conserv. Biol.*, 9: 559-568.
- CHEYLAN, M. (1983).— Statut actuel des reptiles et amphibiens de l'archipel des îles d'Hyères (Var, sud-est de la France). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 9: 35-51.
- HONEGGER, R.E. (1981).— List of amphibians and reptiles either known or thought to have become extinct since 1600. *Biol. Conserv.*, 19:141-158.
- KING, W.B. (1985).— Island birds: will the future repeat the past? Pp 3-17 in: P.J. Moors (ed.). *Conservation of Island Birds*. ICBP Technical Publication, ICBP, Cambridge.
- KREBS, E., AFFRE, L., ABOUCAYA, A., ALLÈGRE, A., CHENOT, J., MONTEGU, C., PASSETTI, A., PAVON, D. & BUISSON, E. (2015, dans ce numéro spécial).— Résilience de la flore indigène après éradication des Griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp.) sur une île méditerranéenne. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 70, suppt 12 « Espèces invasives » : xxx-xxx.
- KREBS, E., PAVON, D., PASCAL, M., PASSETTI, A. & ABOUCAYA, A. (2014).— Actualisation de la liste des plantes vasculaires de l'île de Bagaud (archipel de Port-Cros, Var). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 28: 87-112.
- LORVELEC, O. & PASCAL, M. (2005).— French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biol. Invasions*, 7: 135-140.
- MCCALLUM, J. (1986).— Evidence of predation by kiore upon lizards from the Mokohinau islands. *New Zeal. J. Ecol.*, 9: 83-87.
- MÉDAIL, F. & MYERS, N. (2004).— Mediterranean Basin. Pp 144-147 in: R.A. Mittermeier, Gil P. Robles, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux & G.A.B. da Fonseca (eds.). *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. CEMEX (Monterrey), Conservation International (Washington) & Agrupación Sierra Madre (Mexico).
- MÉDAIL, F. & QUÉZEL, P. (1997).— Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, 84: 112-127.
- MÉRIOTTE, S., BERGER, G., LEGRAND, J., CASTANEDA-GONZALES, I. & BONNAUD, E. (2015, dans ce numéro spécial).— Évolution de l'avifaune terrestre et marine dans le cadre du programme de restauration écologique de l'île de Bagaud. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 70, suppt 12 « Espèces invasives » : xxx-xxx.
- MULLIN, S. & SEIGEL, R. (eds) (2011).— *Snakes: ecology and conservation*. Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, Ithaca, New York.
- NILSSON, S.G., BJÖRKMAN, C., FORSLUND, P. & HÖLUNG, J. (1985).— Egg predation in forest bird communities on islands and mainland. *Oecologia*, 66: 511-515.
- PALMER, M. & PONS, G. (2001).— Predicting rat presence on small island. *Ecography*, 24: 121-126.
- PARRISH, R. (2005).— Pacific rat *Rattus exulans* eradication by poison-baiting from the Chickens Islands, New Zealand. *Conservation Evidence*, 2: 74-75.
- PASCAL, M. & CHAPUIS, J.-L. (2000).— Éradication de mammifères introduits en milieux insulaires : questions préalables et mise en application. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 55, suppt. 7: 85-104.
- PASCAL, M., LORVELEC, O., BRETAGNOLLE, V. & CULIOLI, J.-M. (2008).— Improving the breeding success of a colonial seabird: a cost-benefit comparison of the eradication and control of its rat predator. *Endanger. Species Res.*, 4: 267-277.
- PASSETTI, A., ABOUCAYA, A., BUISSON, E., GAUTHIER, J., MÉDAIL, F., PASCAL, M., PONEL, P. & VIDAL, E., (2012).— Restauration écologique de la Réserve intégrale de l'île de Bagaud (Parc national de Port-Cros, Var, France) et "état zéro" des suivis scientifiques : synthèse méthodologique. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 26 : 149-171.
- PENLOUP, A., MARTIN, J.-L., GORY, G., BRUNSTEIN, D. & BRETAGNOLLE, V. (1997).— Nest site quality and nest predation as factors explaining the distribution of Pallid swifts (*Apus pallidus*) on mediterranean island. *Oikos*, 80: 78-88.
- PÉREZ-MELLADO, V., HERNÁNDEZ-ESTÉVEZ, J.A., GARCÍA-DÍEZ, T., TERRASSA, B., MISERICORDIA RAMÓN, M., CASTRO, J., PICORNELL, A., MARTÍN-VALLEJO, J. & BROWN, R. (2008).— Population density in *Podarcis lilfordi* (Squamata, Lacertidae), a lizard species endemic to small islets in the Balearic Islands (Spain). *Amphibia-Reptilia*, 29: 49-60.
- PLEGUEZUELOS, J.M. (2003). Culebra bastarda - *Malpolon monspessulanus*. In: L.M Carrascal & A. Salvador (eds.). *Enciclopedia virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- RICKETTS, T.H., DINERSTEIN, E., BOUCHER, T., BROOKS, T.M., BUTCHART, S.H.M., HOFFMANN, M., LAMOREUX, J.F., MORRISON, J., PARR, M., PILGRIM, J.D., RODRIGUES, A.S.L., SECHREST, W., WALLACE, G.E., BERLIN, K., BIELBY, J., BURGESS, N.D., CHURCH, D.R., COX, N., KNOX, D., LOUCKS, C., LUCK, G.W., MASTER, L.L., MOORE, R., NAIDOO, R., RIDGELY, R., SCHATZ, G.E., SHIRE, G., STRAND, H., WETTENGEL, W. & WIKRAMANAYAKE, E. (2005).— Pinpointing and preventing imminent extinction. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 102: 18497-18501.
- RUFFINO, L., KREBS, E., PASSETTI, A., ABOUCAYA, A., AFFRE, L., FOURCY, D., LOVELEC, O., BARCELO, A., BERVILLE, L., BIGEARD, N., BROUSSET, L., DE MÉRINGO, H., GILLET, P., LE QUILLÉC, P., LIMOUZIN, Y., MÉDAIL, F., MEUNIER, J.-Y., PASCAL, MA, PASCAL, M., PONEL, P., RIFFLET, F., SANTELLI, C., BUISSON, E. & VIDAL, E. (2015).—

- Eradications as scientific experiments: first attempt to simultaneously eradicate two major invasive taxa from a Mediterranean island. *Pest Manage. Sci.*, 71:189-98.
- SAX, D.F. & GAINES, S.D. (2008).— Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 105: 11490-11497.
- SIMBERLOFF, D., MARTIN, J.-L., GENOVESI, P., MARIS, V., WARDLE, D.A., ARONSON, J., COURCHAMP, F., GALIL, B., GARCIA-BERTHOU, E., PASCAL, M., PYSEK, P., SOUSA, R., TABACCHI, E. & VILA, M. (2013).— Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.*, 28: 58-66.
- SUEHS, C.M., AFFRE, L. & MÉDAIL, F. (2004a).— Invasion dynamics of two alien *Carpobrotus* (Aizoaceae) taxa on a Mediterranean island: I. Genetic diversity and introgression. *Heredity*, 92: 31-40.
- SUEHS, C.M., AFFRE, L. & MÉDAIL, F. (2004b).— Invasion dynamics of two alien *Carpobrotus* (Aizoaceae) taxa on a Mediterranean island: II. Reproductive strategies. *Heredity*, 92: 550-556.
- TOWNS, D.R. (1994).— The role of ecological restoration in the conservation of Whitaker's skink (*Cyclodina whitakeri*), a rare New Zealand lizard (Lacertilia: Scincidae). *New Zeal. J. Zool.*, 21: 457-471.
- TOWNS, D.R. & BROOME, K.G. (2003).— From small Maria to massive Campbell: forty years of rat eradications from New Zealand islands. *New Zeal. J. Zool.*, 30: 377-398.
- TOWNS, D.R., DOUGHERTY, C.H. & CREE, A. (2001).— Raising the prospects for a forgotten fauna: a review of 10 years of conservation effort for New Zealand reptiles. *Biol. Conserv.*, 99: 3-16.
- TOWNS, D.R., PARRISH, G.R. & WESTBROOKE, I. (2003).— Inferring vulnerability to introduced predators without experimental demonstration: case study of Suter's skink in New Zealand. *Conserv. Biol.*, 17: 1361-1371.
- WEBB, J.K., PIKE, D.A. & SHINE, R. (2010).— Olfactory recognition of predators by nocturnal lizards: safety outweighs thermal benefits. *Behav. Ecol.*, 21: 72-77.
- WHITAKER, A.H. (1973).— Lizard populations on islands with and without Polynesian rats, *Rattus exulans* (Peale). *Proceed. New Zeal. Ecol. Soc.*, 20: 121-130.
- WILLIAMSON, M. (1981).— *Island populations*. Oxford University Press, Oxford.