

ÉRADICATIONS 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

Julie BRASCHI¹, Philippe PONEL¹, Élise KREBS¹, Hervé JOURDAN², Aurélie PASSETTI³,
Alain BARCELO⁴, Laurence BERVILLE¹, Patricia LE QUILLIEC⁵, Olivier LORVELEC⁵,
Armand MATOCQ⁶, Jean-Yves MEUNIER¹, Pierre OGER⁷, Emmanuel SÉCHET⁸ & Éric VIDAL²

¹ Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale (IMBE), UMR CNRS 7263, IRD 237, Université d'Avignon et des Pays du Vaucluse, Aix Marseille Université, Technopôle Arbois-Méditerranée, Bât. Villemain, BP 80. F-13545 Aix-en-Provence cedex 04, France. E-mails: jbraschi@live.fr (pour toute correspondance), philippe.ponel@imbe.fr, e.krebs@cbmed.fr, laurence-berville@hotmail.fr, jean-yves.meunier@imbe.fr

² Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale (IMBE), UMR CNRS 7263, IRD 237, Aix Marseille Université, Université d'Avignon et des Pays du Vaucluse, 101 Promenade Roger Laroque, Anse Vata, BPA5. 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie. E-mails: herve.jourdan@ird.fr, eric.vidal@ird.fr

³ Biotope Languedoc-Roussillon, 22 bd Maréchal Foch, BP 58. F-34140 Mèze, France. E-mail: aurelie.passeti@gmail.com

⁴ Parc National de Port-Cros (PNPC), allée du castel Ste-Claire, BP70220. F-83406 Hyères cedex. E-mail: alain.barcelo@portcros-parcnational.fr

⁵ 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: lorvelec@rennes.inra.fr, patricia.lequilliec@rennes.inra.fr

⁶ Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Département Systématique & Évolution, UMR 7205 MNHN/CNRS, 45 rue Buffon. F-75005 Paris, France. E-mail: matocq.armand@wanadoo.fr

⁷ Rue du Grand Vivier 14. B-4217 Waret l'Évêque, Belgique. E-mail: pierre55@skynet.be

⁸ Correspondant du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Département Milieux et Peuplements Aquatiques, 61 rue de Buffon, CP53. F-75005 Paris, France. E-mail: e-sechet@wanadoo.fr

SUMMARY.— *Simultaneous eradications of Black Rat (Rattus rattus) and Ice plants (Carpobrotus spp.) on Bagaud Island (Port-Cros National Park, Provence, France): preliminary results on their impacts on Arthropods communities.*— Biological invasions are recognized as one of the major threats to island biodiversity conservation, and numerous studies have been conducted around the world to restore the biodiversity of islands submitted to invasive species impacts. However, few scientific post-eradication studies were piloted notably for the biodiversity assessment of Arthropod communities. Bagaud Island is an integral reserve of the Port-Cros National Park (PNPC), located in the îles d'Hyères Archipelago (Var, France). In the last centuries, it has undergone two major anthropogenic disturbances: the invasion of the Black Rat (*Rattus rattus*) and the Ice plants (*Carpobrotus* spp.), two alien taxa known for their particularly negative effects on the flora and fauna of the Mediterranean island ecosystems, including Arthropods. NPC has launched a ten-year program of ecological restoration that involves the eradication of these two invasive taxa. The Arthropod communities of the island have been analysed in their initial state in spring 2011, eradications were conducted between September 2011 and January 2013, and the first post-eradication campaign began in spring 2013. The ground fauna was sampled using four transects of Barber traps distributed in different ecological contexts of the island. This first post-eradication study reveals an increase in the abundance of arthropods trapped between 2011 (4868 individuals in 74 traps) and 2013 (6892, n = 60). The average number of trapped Arthropods was significantly higher in areas where *Carpobrotus* spp. have been eradicated, but declined in the bush area that housed a high density of *R. rattus*. The communities of decomposers explode, in contrast to predator populations. However, the global specific richness remains stable (220 morphospecies in 2011, 216 in 2013). Scientific monitoring by the PNC must be continued to better determine the direct and indirect long-term impacts of these eradications upon the structure and the functioning of the Arthropods communities of the Bagaud Island.

RÉSUMÉ.— Les invasions biologiques sont reconnues comme l'une des principales menaces pour la conservation de la biodiversité, et de nombreux travaux ont été conduits à travers la planète pour restaurer la biodiversité insulaire par des programmes d'éradication d'espèces invasives. Cependant, peu d'études scientifiques post-éradication ont été conduites notamment pour l'évaluation de la biodiversité des communautés d'Arthropodes. L'île de Bagaud, située dans l'archipel des îles d'Hyères (Var, France), est une réserve intégrale du Parc national de Port-Cros (PNPC) qui a notamment été soumise à deux perturbations majeures d'origine

anthropique au cours des derniers siècles : l'invasion du Rat noir (*Rattus rattus*) et celle des Griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp.). Ces espèces allochtones engendrent des effets particulièrement néfastes sur la flore et la faune des écosystèmes insulaires méditerranéens, notamment sur les Arthropodes. Le PNPC a ainsi lancé un programme décennal de restauration écologique qui implique l'éradication de ces deux taxons invasifs. La communauté des Arthropodes de l'île a fait l'objet d'un état initial au printemps 2011, les éradications ont été effectuées entre septembre 2011 et janvier 2013, et la première campagne d'échantillonnage post-éradication a été réalisée au printemps 2013. L'échantillonnage de la faune épigée a été réalisé au moyen de quatre transects fixes de pièges Barber répartis dans différents milieux écologiques de l'île. Cette première étude post-éradication révèle une augmentation de l'abondance des Arthropodes piégés entre 2011 (4868 individus dans 74 pièges) et 2013 (6892, n = 60). Les effectifs moyens par piège augmentent significativement dans les zones où les *Carpobrotus* spp. ont été arrachés, mais chutent dans la zone de maquis qui abritait une forte densité de *R. rattus*. La richesse spécifique reste globalement stable (220 morpho-espèces en 2011, 216 en 2013), cependant les communautés de décomposeurs explosent *a contrario* des populations de prédateurs. Les suivis doivent être poursuivis afin de mieux déterminer les impacts directs et indirects à long terme de ces éradications s'exerçant sur la biodiversité des communautés d'Arthropodes de l'île.

Les invasions biologiques sont reconnues comme l'une des menaces majeures pour la conservation de la biodiversité en contexte insulaire (Simberloff *et al.*, 2013). De nombreux travaux ont été conduits à travers la planète pour restaurer la biodiversité des îles par des programmes d'éradications d'espèces invasives majeures. Cependant, peu d'études scientifiques post-éradication ont été conduites dans le bassin méditerranéen, notamment pour l'évaluation des changements de la diversité des communautés d'Arthropodes (Townes *et al.*, 2006 ; St Clair, 2011). Pourtant des effets délétères inattendus pour les espèces indigènes, comme l'émergence de mésoprédateurs, peuvent survenir en raison d'effets « cascade » issus de l'éradication des espèces invasives qui affectaient le fonctionnement des écosystèmes (Bergstrom *et al.*, 2009 ; Caut *et al.*, 2009). L'île de Bagaud, située dans l'archipel des îles d'Hyères (Var, France ; 43°00'42 N; 6°21'45 E), est une réserve intégrale de 59 ha dépendante du Parc national de Port-Cros (PNPC) localisée à moins d'un kilomètre de l'île principale et à 7,5 km du continent (Fig. 1). Au cours des derniers siècles, elle a notamment été soumise à deux perturbations majeures d'origine anthropique (Bourgeois *et al.*, 2005) : l'invasion du Rat noir (*Rattus rattus*), rongeur originaire d'Asie tropicale apparu dans le bassin méditerranéen durant l'époque romaine, et celle des Griffes de sorcière (*Carpobrotus* aff. *acinaciformis* et *Carpobrotus edulis*), Aizoacées d'Afrique du Sud introduites sur Bagaud au milieu du XIX^e siècle (Ruffino & Vidal, 2010 ; Ruffino *et al.*, 2015). Ces deux taxons exotiques sont connus pour leurs effets particulièrement néfastes sur la flore et la faune des écosystèmes insulaires méditerranéens, notamment sur les Arthropodes (Palmer & Pons, 1996 ; Cartagena & Galante, 2002 ; Orgeas *et al.*, 2007 ; Kaiser-Bunbury *et al.*, 2010).

Dans un but de conservation de la biodiversité insulaire, le Parc national de Port-Cros a lancé un programme décennal de restauration écologique jusqu'en 2019 qui implique l'élimination de ces deux taxons invasifs (Passetti *et al.*, 2012). Cette expérience inédite d'éradications simultanées d'un animal et d'un végétal offre la possibilité de tester l'efficacité des mesures d'éradication du point de vue de la restauration des communautés. L'éradication de *R. rattus* s'est opérée en septembre 2011 par la stratégie de lutte intégrée (Pascal & Chapuis, 2000 ; Lorvelec *et al.*, 2005) qui a mené à la capture de 1923 rats (33 individus ha⁻¹ en moyenne ; Ruffino *et al.*, 2015) (Fig. 1). La lutte mécanique par piégeage a permis de capturer 97 % de la population de rats après 13 jours d'opération, et le contrôle par lutte chimique se poursuit jusqu'à la fin du programme décennal. L'éradication de *Carpobrotus* spp., par arrachage manuel des pieds qui recouvraient 18 000 m² de l'île (Fig. 1) soit une biomasse de 40 tonnes, s'est quant à elle déroulée entre novembre 2011 et janvier 2013 et fait l'objet d'un contrôle annuel des éventuelles repousses jusqu'en 2019 (Ruffino *et al.*, 2015). Les communautés des Arthropodes de l'île, de même que divers taxons faunistiques et floristiques qui font l'objet de publications distinctes, ont fait l'objet d'un état initial en 2010 et en 2011, et le suivi post-éradication a démarré au printemps 2013 (Krebs, 2013). En comparant les

données avant et après les éradications du Rat noir et celle des Griffes de sorcière, les conséquences de ces opérations sur la communauté d'Arthropodes pourront ici être estimées.

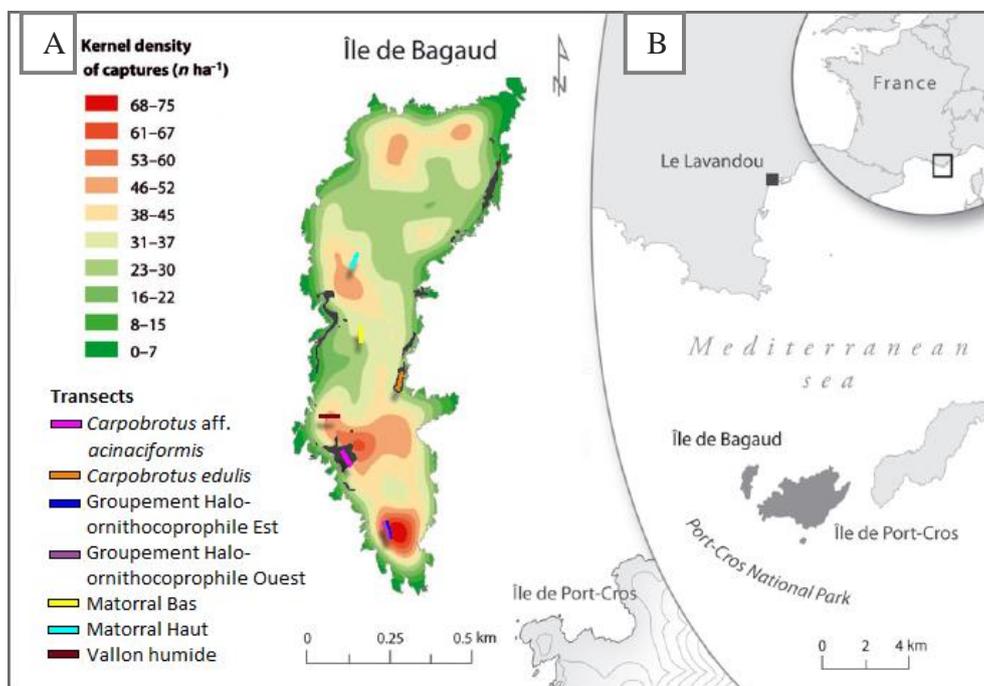


Figure 1.— (A) Carte d'estimation par noyau de la densité de *Rattus rattus* capturés entre le 07.IX.11 et le 01.X.11, localisation des zones envahies par les *Carpobrotus* spp. (gris foncé) et des transects de pièges « Barber » au sein des différentes formations végétales de l'île de Bagaud. (B) Localisation de l'île de Bagaud (Parc National de Port-Cros, Hyères, France) dans la mer Méditerranée. (Ruffino *et al.* 2015, modifié).

MATÉRIEL & MÉTHODES

ÉCHANTILLONNAGE

La méthode d'échantillonnage la plus fréquemment utilisée dans un tel contexte (Spence & Niemelä, 1994), consiste à piéger les Arthropodes épigés mobiles au sol au moyen de pièges non attractifs appelés « Barber », un protocole simple d'utilisation, peu coûteux et très efficace. Nous avons utilisé des pots cylindriques de 10 cm de hauteur et de 5 cm de diamètre, remplis au tiers d'éthylène-glycol (liquide conservateur) et de quelques gouttes d'agent mouillant (liquide vaisselle) qui permet d'espacer de plusieurs semaines leur contrôle sans décomposition des animaux capturés. Les pots sont enterrés à ras du sol, relevés toutes les trois semaines entre avril et octobre, et sont installés à intervalle fixe de 5 m le long de transects rectilignes de 45 m (Passetti *et al.*, 2012). Dans le cadre de cette étude préliminaire, quatre transects de ce type sur les sept répartis dans les grands domaines écologiques de l'île, sont ici étudiés (Fig. 1) :

- les transects « GHe » (pour Groupe Halornithocoprophile Est ; zone à goélands) et « MH » (Matorral haut à *Erica arborea* et *Arbutus unedo* ; maquis), qui représentent des zones de forte densité en *R. rattus* capturés lors de l'éradication de septembre 2011 (entre 38 et 75 individus ha^{-1} ; Ruffino *et al.*, 2015) ;

- les transects « CA » (zone à *C. aff. acinaciformis*) et « CE » (zone à *C. edulis*), implantés dans des taches localisées de Griffes de sorcière avant leur arrachage.

Au vu de l'importance du jeu de données, seules les deux premières campagnes annuelles de piégeage réalisées entre avril-mai et mai-juin de la seconde année « t-zéro » (2011) et de la première année post-éradication (2013) sont traitées.

TRAITEMENT PAR LA MÉTHODE DES MORPHO-ESPÈCES

Du fait de l'extraordinaire diversité des Arthropodes dans le monde vivant (Heywood, 1995) et du manque de spécialistes, l'identification des taxons au niveau spécifique est très difficile rendant les inventaires longs et coûteux (Oliver & Beattie, 1993). La méthode simplifiée de détermination taxinomique, employée ici par un unique identificateur, consiste à séparer les individus en « morpho-espèces » selon leurs différences morphologiques, sans identifier chaque spécimen au niveau spécifique (Oliver & Beattie, 1996 ; Derrai *et al.*, 2002 ; Barratt *et al.*, 2003). Un nom est attribué à chaque morpho-espèce, constitué des premières lettres de l'ordre taxinomique et d'un numéro. Cette méthode est valable pour décrire au sein d'un site la biodiversité quantitative (Krell, 2004) et fonctionnelle (Obriest & Duelli, 2010 ; Samways *et al.*, 2010).

ANALYSES STATISTIQUES

Afin d'analyser les différences de biodiversité entre 2011 et 2013, des tests statistiques de Shapiro, de Fisher et de Mann-Whitney sont réalisés sur les effectifs moyens par piège de chaque transect, grâce au logiciel R 3.1.1 (R Development Core Team).

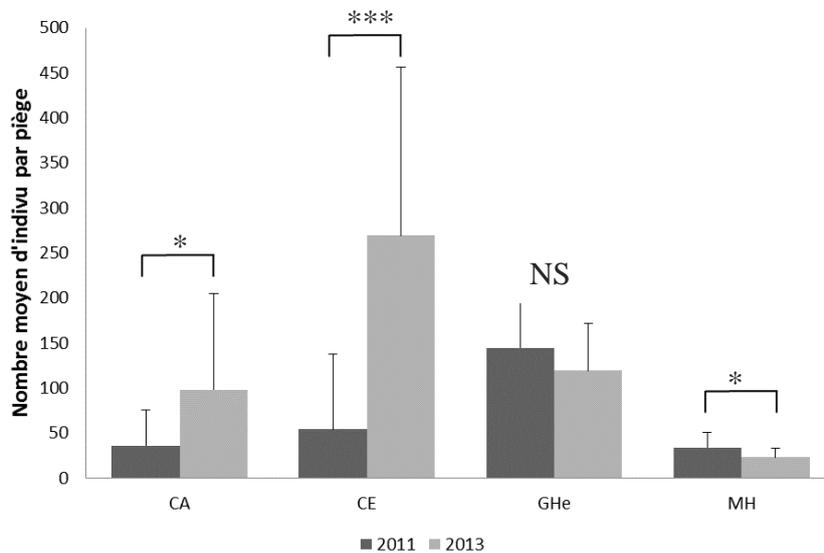


Figure 2. — Effectif moyen (\pm écart-type) des individus par piège Barber sur quatre transects de l'île de Bagaud, avant (avril-juin 2011) et après (avril-juin 2013) l'éradication de *Rattus rattus* et *Carpobrotus* spp. : CA= zone à *Carpobrotus* aff. *acinaciformis*, CE= zone à *Carpobrotus edulis*, GHe= Groupement Halo-ornithocrophile, MH= Matorral Haut. (Significativité au test de Mann-Whitney : * = $p < 0,05$, *** = $p < 0,001$, NS : non-significatif).

RÉSULTATS

Sur les 160 pièges Barber posés lors des deux premières campagnes annuelles d'échantillonnage de 2011 et de 2013, 134 ont pu être analysés, les autres pièges n'étant pas exploitables pour cause de renversement, débordement, perte, ou arrachage par les rats ou les goélands.

La richesse spécifique globale des communautés d'Arthropodes atteint 230 morpho-espèces, et demeure proche entre 2011 et 2013 (respectivement 220 et 216 morpho-espèces). Contrairement aux deux transects à forte densité de *R. rattus*, le nombre moyen (\pm écart-type) de morpho-espèces par piège dans les transects à *Carpobrotus* spp. s'accroît significativement entre 2011 et 2013 (test de Mann-Whitney : $W = 160$, $p < 0,001$), passant de $11,7 \pm 4,6$ morpho-espèces (nombre de pièges Barber, $n = 36$) à $21,4 \pm 9,6$ ($n = 22$). Cette observation se retrouve dans les effectifs moyens par piège des quatre transects (Fig. 2).

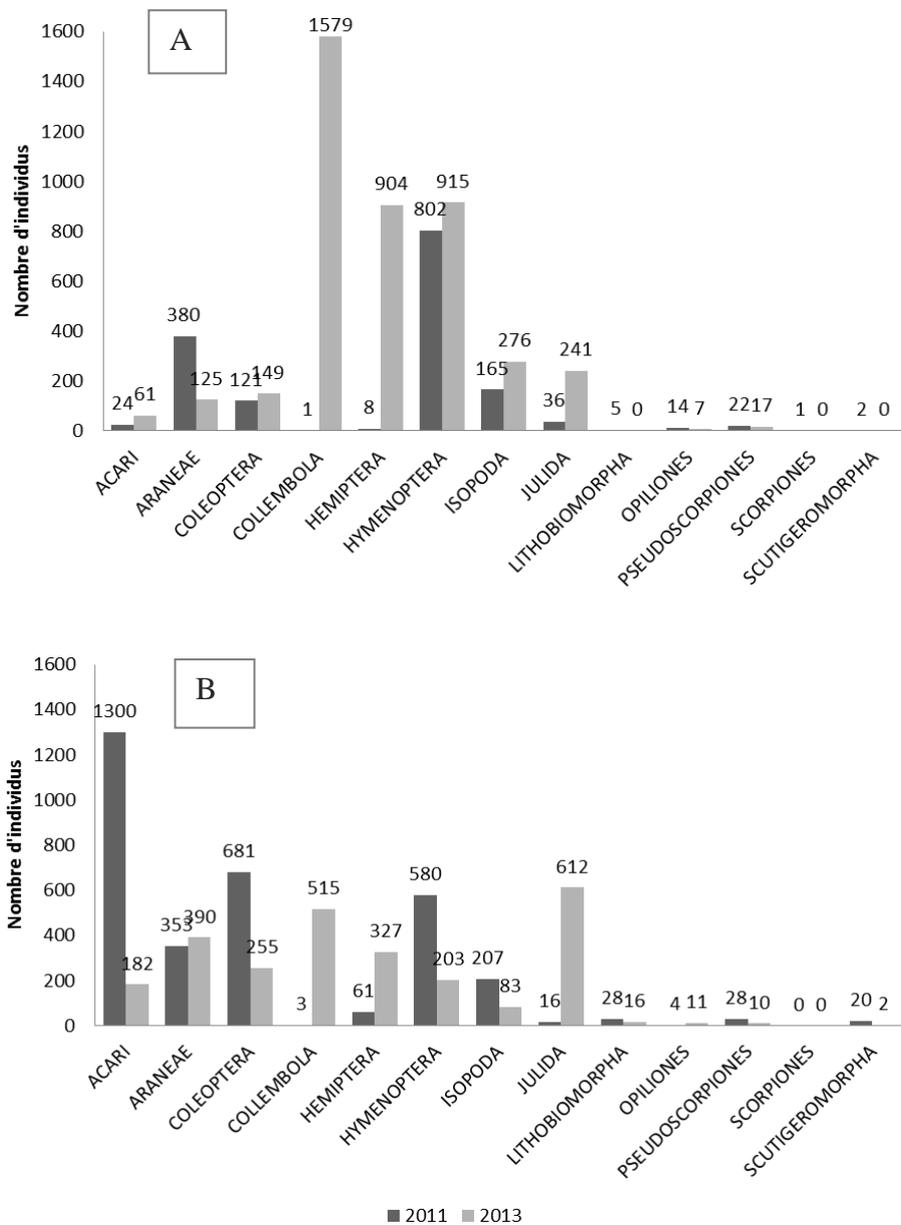


Figure 3. — Effectifs des individus collectés par piège Barber sur l'île de Bagaud pendant les campagnes d'échantillonnage de 2011 et de 2013, selon l'ordre taxinomique des Arthropodes.

A : Dans les transects à *Carpobrotus* spp. (CA et CE).

B : Dans les transects à forte densité de *Rattus rattus* piégés lors de l'éradication (GHe et MH).

Concernant les transects à *Carpobrotus* spp. entre 2011 et 2013, ils augmentent de 35,9 (\pm 39,3 ; n = 20) à 98,2 (\pm 107,0 ; n = 9) pour le transect CA ($W = 48$, $p < 0,05$), et de 53,9 (\pm 83,6 ; n = 16) à 269,0 (\pm 187,5 ; n = 13) pour le transect CE ($W = 19$, $p = 2.102e-4$). À l'inverse, il existe une tendance à la diminution du nombre moyen d'Arthropodes dans les zones où la densité de *R. rattus* capturés était élevée. Cette baisse est notamment significative au sein du transect MH, le

taux déclinant de $34,2 \pm 16,7$ individus en 2011 ($n = 20$), à $23,3 \pm 9,9$ en 2013 ($n = 20$; $W = 283,5$, $p < 0,05$). Au total, 11 760 Arthropodes sont inventoriés : 4868 en 2011 ($n = 74$) et 6892 en 2013 ($n = 60$).

Parmi les 13 ordres répertoriés, la plus grande richesse spécifique en morpho-espèces, mais également la plus importante perte entre 2011 et 2013, se rencontrent chez les Aranéides (2011 : 81 morpho-espèces, 2013 : 60) et chez les Coléoptères (64 vs 60). Leurs abondances diminuent de près d'un tiers en 2013 (Fig. 3), dans les zones à *Carpobrotus* spp. pour les Aranéides (380 individus vs 125), et dans les zones à *R. rattus* pour les Coléoptères (681 vs 255). Les transects GHe et MH voient également un effondrement des populations d'Acariens (1300 vs 182). Au contraire, les Iules connaissent une multiplication d'un facteur proche de 40 de leur densité dans ce milieu (16 vs 612). Les Hyménoptères et les Hémiptères sont les deux ordres qui présentent la plus forte augmentation de la richesse en morpho-espèces (respectivement 18 vs 31 et 18 vs 27). Les Hémiptères et les Collembolés montrent une explosion de leurs effectifs en 2013 (respectivement 69 vs 1231 et 4 vs 2094), essentiellement dans les transects à *Carpobrotus* spp. Les taxons de prédateurs (Hyménoptères, Opilions, Pseudoscorpions, Scutigères, Scorpions) subissent au contraire une baisse généralisée de leurs populations.

DISCUSSION

La richesse spécifique de l'île reste globalement stable dans cette première étude, ce qui est peu surprenant compte tenu de la mobilité relativement faible des communautés d'Arthropodes en majorité aptères, et de l'isolement de l'îlot de Bagaud. Cette étude ne portant que sur une seule comparaison de l'état de l'écosystème pré-éradication réalisée en 2011, avec la première année de suivi post-éradication de 2013, il est nécessaire d'être prudent dans l'interprétation de ces premiers résultats comme étant dus aux seules opérations d'éradications et non à de simples variations interannuelles. De plus, les rats étaient présents depuis plusieurs siècles sur toute l'île rendant inenvisageable la résilience à un état inconnu et la mise en place de traitement témoin. Cependant, l'analyse des campagnes d'échantillonnage par piège Barber mises en place avant et après l'éradication souligne des différences significatives de la structure des communautés d'Arthropodes. En effet, l'abondance globale s'accroît fortement dans les zones où les *Carpobrotus* spp. ont été arrachés et laissés sur place en tas ou sous forme d'andains. Il apparaît une explosion de la densité des saprophytes et des détritivores, tels que les Collembolés, les Iules et les Isopodes qui se nourrissent de débris végétaux. La multiplication des pucerons (Hémiptères) semble être liée à l'émergence de jeunes pousses durant le processus de recolonisation végétale. Cependant, le retrait du tapis végétal dense formé par les *Carpobrotus* spp. laisse un sol en grande partie nu dans les premiers mois (Passeti *et al.*, 2012). La destruction d'éventuels habitats ou abris a pu compliquer les techniques de chasse des espèces prédatrices alors prédominantes avant l'éradication (Aranéides, certains Coléoptères, Hyménoptères, Lithobiomorphes, Pseudoscorpions, Scorpions, Scutigères) et les rendre plus visibles face à leurs propres prédateurs.

De plus, les oiseaux insectivores pourraient avoir prospéré sur l'île depuis l'éradication de *R. rattus* et remplacé la pression de prédation qu'exerçait le rongeur sur les populations d'Invertébrés (Bremner *et al.*, 1984 ; Watts *et al.*, 2014). La nidification d'oiseaux marins comme les Procellariiformes peut également induire une modification du fonctionnement des communautés d'Invertébrés du sol (Orgeas *et al.*, 2003 ; Fukami *et al.*, 2006 ; Towns *et al.*, 2009). En effet, l'apparente stabilité de la richesse spécifique dans ces secteurs où les rongeurs étaient présents en forte densité masque de fortes disparités d'abondance selon l'ordre considéré. L'explosion des populations de Collembolés, d'Hémiptères et d'Iules contrebalance l'effondrement des celles d'Acariens, de Coléoptères, ou d'Hyménoptères. D'autre part, de précédentes études d'éradication insulaire de *Rattus* spp. mentionnent qu'un temps de résilience, qui peut être supérieur à une

décennie, s'avère nécessaire pour permettre aux communautés d'Invertébrés de se restructurer suite à cette perturbation (Rufaut & Clearwater, 1997 ; Watts *et al.*, 2014).

La poursuite de ce suivi et de celui des autres taxons de Bagaud, ainsi que l'analyse de l'ensemble des échantillons, sont envisagées jusqu'à la fin du programme décennal en 2019 afin de bien comprendre les mécanismes de réponse à long terme de ces communautés et de justifier l'usage de ces opérations. D'autre part, il est probable que d'autres paramètres anthropiques (fréquentation dues aux opérations d'éradication et de suivi, « effet layons » ; Passetti *et al.*, 2012) et des facteurs abiotiques (précipitations, température) aient aussi des impacts sur la structuration et le fonctionnement des communautés d'Arthropodes de l'île.

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce programme est possible grâce à l'implication forte du Parc national de Port-Cros, de l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie et de nombreux partenaires financiers (Communauté européenne, Conservatoire du littoral, Fondation Total). Le secteur de Port-Cros a fourni un soutien logistique et nous remercions également les participants qui ont contribué au dispositif de suivi sur le terrain : Lenka Brousset, Hélène De Meringo et Franck Guichard, ainsi que Maryse Alvitre pour son aide précieuse lors du pré-tri des échantillons.

RÉFÉRENCES

- BARRATT, B.I.P., DERRAIK, J.G.B., RUFAUT, C.G., GOODMAN, A.J. & DICKINSON, K.J.M. (2003).— Morphospecies as a substitute for Coleoptera species identification, and the value of experience in improving accuracy. *J. Roy. Soc. New Zeal.*, 33: 583-590
- BERGSTROM, D.M., LUCIEER, A., KIEFER, K., WASLEY, J., BELBIN, L., PEDERSEN, T.K. & CHOWN, S.L. (2009).— Indirect effects of invasive species removal devastate World Heritage Island. *J. Appl. Ecol.*, 46: 73-81.
- BOURGOIS, K., SUEHS, C.M., VIDAL, E., & MÉDAIL, F. (2005).— Invasional meltdown potential: facilitation between introduced plants and mammals on French Mediterranean islands. *Ecoscience*, 12: 248-256.
- BREMNER, A.G., BUTCHER, C.F. & PATTERSON, G.B. (1984).— The density of indigenous invertebrates on three islands in Breaksea Sound, Fiordland, in relation to the distribution of introduced mammals. *J. Roy. Soc. New Zeal.*, 14: 379-386.
- CARTAGENA, M.C. & GALANTE, E. (2002).— Loss of Iberian island tenebrionid beetles and conservation management recommendations. *J. Insect Conserv.*, 6: 73-81.
- CAUT, S., ANGULO, E. & COURCHAMP, F. (2009).— Avoiding surprise effects on Surprise Island: alien species control in a multitrophic level perspective. *Biol. Invasions*, 11: 1689-1703.
- DERRAIK, J.G.B., CLOSS, G.P., DICKINSON, K.J.M., SIRVID, P., BARRATT, B.I.P. & PATRICK, B.H. (2002).— Arthropod morphospecies versus taxonomic species: a case study with Araneae, Coleoptera, and Lepidoptera. *Conserv. Biol.*, 16: 1015-1023.
- FUKAMI, T., WARDLE, D.A., BELLINGHAM, P.J., MULDER, C.P.H., TOWNS, D.R., YEATES, G.W., BONNER, K.I., DURRETT, M.S., GRANT-HOFFMAN, M.N. & WILLIAMSON, W. (2006).— Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecol. Lett.*, 9: 1299-1307.
- HEYWOOD, V.H. (1995).— *The global biodiversity assessment. United Nations Environment Programme*. Cambridge University Press, Cambridge.
- KAISER-BUNBURY, C.N., TRAVESET, A. & HANSEN, D.M. (2010).— Conservation and restoration of plant-animal mutualisms on oceanic islands. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, 12: 131-143.
- KREBS, E. (2013).— *Restauration écologique de la Réserve de l'île de Bagaud: bilan annuel d'activités 2013*. Rapport de l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie et du Parc national de Port-Cros, Aix-en-Provence.
- KRELL, F.T. (2004).— Parataxonomy vs. taxonomy in biodiversity studies – pitfalls and applicability of 'morphospecies' sorting. *Biodivers. Conserv.*, 13: 795-812.
- LORVELEC, O. & PASCAL, M. (2005).— French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biol. Invasions*, 7: 135-140.
- OBRIST, M.K. & DUELLI, P. (2010).— Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodivers. Conserv.*, 19: 2201-2220.
- OLIVER, I. & BEATTIE, A.J. (1993).— A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conserv. Biol.*, 7: 562-568.

- OLIVER, I. & BEATTIE, A.J. (1996).— Invertebrate morphospecies as surrogates for species: A case study. *Conserv. Biol.*: 10: 99-109.
- ORGEAS, J., PONEL, P., FADDA, S., MATOCQ, A., TURPAUD, A. (2007).— Conséquences écologiques de l’envahissement des griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp.) sur les communautés d’insectes d’un îlot du Parc national de Port-Cros (Var). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 22: 233-257.
- ORGEAS, J., VIDAL, E. & PONEL, P. (2003).— Colonial seabirds change beetle assemblages on a Mediterranean island. *Ecoscience*, 10: 38-44.
- PALMER, M. & PONS, G.X. (1996).— Diversity in Western Mediterranean islets: effects of rat presence on a beetle guild. *Acta Oecol.*, 17: 297-305.
- PASCAL, M. & CHAPUIS, J.-L. (2000).— Éradications des mammifères introduits en milieux insulaires : questions préalables et mise en application. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, suppl. 7: 85-104.
- 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. *Scientific reports of Port-Cros national park*, 26: 149-171
- RUFAUT, C.G. & CLEARWATER, S.G. (1997).— *The response of lizards and invertebrates following eradication of kiore and weka from the Chetwode Islands*. Nelson/Marlborough Conservancy Occasional Publication No. 41, Wellington, Department of Conservation.
- RUFFINO, L., KREBS, E., PASSETTI, A., ABOUCAYA, A., AFFRE, L., FOURCY, D., LORVELEC, O., BARCELO, A., BERVILLE, L., BIGEARD, N., BROUSSET, L., DE MÉRINGO, H., GILLET, P., LE QUILLIEC, P., LIMOUZIN, Y., MÉDAIL, F., MEUNIER, J.-Y., PASCAL, M., PONEL, P., RIFFLET, F., SANTELLI, C., BUISSON, E. & VIDAL, E. (2015).— Eradications as scientific experiments: progress in simultaneous eradications of two major invasive taxa from a Mediterranean island. *Pest. Manag. Sci.*, 71: 189-198.
- RUFFINO, L. & VIDAL, E. (2010).— Early colonization of Mediterranean islands by *Rattus rattus*: a review of zooarcheological data. *Biol Invasions*, 12: 2389-2394.
- SAMWAYS, M.J., MC GEOCH, M.A. & NEW, T.R. (2010).— *Insect conservation. A handbook of approaches and methods*. Oxford University Press, New York.
- 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. *TREE*, 28: 58-66.
- SPENCE, J. R., NIEMELÄ, J. (1994).— Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *Can. Entomol.*, 126: 881-94.
- ST CLAIR, J.J. (2011).— The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biol. Conserv.*, 144: 68-81.
- TOWNS, D., ATKINSON, I.A.E. & DAUGHERTY, C.H. (2006).— Have the harmful effects of rats been exaggerated? *Biol. Invasions*, 4: 863-891.
- TOWNS, D.R., WARDLE, D.A., MULDER, C.P.H., YEATES, G.W., FITZGERALD, B.M., PARRISH, G.R., BELLINGHAM, P.J. & BONNER, K.I. (2009).— Predation of seabirds by invasive rats: multiple indirect consequences for invertebrate communities. *Oikos*, 118: 420-430.
- WATTS, C., THORNBURROW, D., CAVE, V. & INNES, J. (2014).— Beetle community changes following pest mammal control at two biodiversity sanctuaries in Wellington, New Zealand. *J. Roy. Soc. New. Zeal.*, 44: 61-87.