

**Conséquences sur les communautés  
d'insectes volants de l'éradication  
simultanée du rat noir (*Rattus rattus*)  
et des griffes de sorcières  
(*Carpobrotus* spp.) dans le cadre  
du programme de restauration  
écologique de l'île de Bagaud  
(Parc national de Port-Cros, France) :  
résultats préliminaires**

Julie BRASCHI\*, Mickaël CACERES, Ninon DELCOURT,  
Florian TOURNIER, Philippe PONEL

*Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale (IMBE), UMR  
CNRS 7263, IRD 237, Aix Marseille Université, Université d'Avignon, Technopôle Arbois-  
Méditerranée, Bât. Villemain, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4, France.*

\*Contact : julie.braschi@imbe.fr

**Résumé.** L'île de Bagaud (archipel des îles d'Hyères, Var, France) a 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.). Un programme d'éradication de ces deux taxons a été lancé en 2010 par le Parc national de Port-Cros. Ce projet prévoit un suivi des communautés animales et végétales sur 10 ans, précédé d'un "état zéro" pré-éradications. Parmi les suivis qui ont été menés sur les communautés d'arthropodes figure celui des insectes volants, effectué au moyen de pièges à interception (modèle Polytrap®). Nous présentons ici les résultats préliminaires obtenus sur trois des cinq stations de piège, pour une année "état zéro" (2011) et deux années post-éradications (2013 et 2015). Des changements structurels et fonctionnels apparaissent au sein des communautés d'insectes volants, tels que la chute de la diversité des coléoptères et des hyménoptères, l'augmentation des effectifs de coléoptères saprophages puis leur effondrement en 2015. Les changements doivent être analysés avec prudence car divers facteurs peuvent avoir eu une influence synergique à l'élimination des espèces envahissantes : l'accumulation de *Carpobrotus* arrachés constituant une source de matière végétale en décomposition favorable à beaucoup d'arthropodes, des conditions climatiques différentes d'une année à une autre, etc. Une interprétation solide devrait être obtenue à partir de l'analyse de tous les pièges, sur une plus longue période.

**Mots-clés :** espèces exotiques envahissantes, biodiversité insulaire, pièges Polytrap, arthropodes, coléoptères.

**Abstract.** Consequences for flying insect communities arising from the eradication of the black rat (*Rattus rattus*) and ice plant (*Carpobrotus* spp.) within the framework

**of the ecological restoration programme on Bagaud Island (Port-Cros national Park, France): preliminary results.** Bagaud Island (Îles d'Hyères archipelago in Var, France), has experienced two major perturbations of human origin in the past few hundred years: the introduction of the invasive black rat (*Rattus rattus*) and ice plant (*Carpobrotus* spp.). An eradication programme for these two taxa was launched in 2010 by Port-Cros national Park. The project calls for the monitoring of animal and plant communities over a ten-year period, including pre-eradication levels at time zero. Monitoring of the island's arthropod communities for this project includes sampling of flying insect communities using interception traps (Polytrap® type). Here we report the preliminary results from three trap stations, at time zero (2011) and in two post-eradication years (2013 and 2015). Flying insect communities have shown both structural and functional changes: diversity decreased among coleoptera and hymenoptera, with the number of saprophagous coleoptera individuals first increasing and then dropping significantly in 2015. These changes must be interpreted with caution, as several factors may have exercised a synergic influence alongside the eradication of the invasive taxa. Among these influences, piles of uprooted *Carpobrotus* serve as a source of rotten plant matter favourable to many insects, and climatic conditions vary significantly from year to year. Analysis of a greater number of traps over a longer period will allow for a more accurate interpretation.

**Keywords:** invasive species, island biodiversity, Polytrap, arthropods, coleoptera.

## Introduction

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 (Simberloff *et al.*, 2013). Les changements dans les communautés d'arthropodes font cependant l'objet de peu de suivis scientifiques post-éradications, en particulier sur les îles méditerranéennes (Townsend *et al.*, 2006 ; St Clair, 2011). Or des effets indésirables inattendus pour les espèces indigènes peuvent survenir suite à l'éradication des espèces envahissantes qui perturbaient le fonctionnement des écosystèmes (effets "cascade") (Bergstrom *et al.*, 2009 ; Caut *et al.*, 2009). Il est donc primordial de mener à bien des études post-éradications afin de mieux comprendre les mécanismes de résilience de la biodiversité insulaire, et d'évaluer l'efficacité de ces opérations de restauration souvent financièrement coûteuses.

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* ; Mammalia) et celle des griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp. ; Magnoliophyta). En février 2010, le PNPC a initié sous la responsabilité scientifique de l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale (IMBE) un programme décennal de restauration écologique de l'île de Bagaud avec l'objectif d'éliminer simultanément ces deux taxons envahissants qui mettent en péril le patrimoine biologique

de l'île (Passetti *et al.*, 2012 ; Ruffino *et al.*, 2015). La biodiversité végétale et animale de l'île a fait l'objet d'un état initial en 2010 et 2011, les éradications ont été effectuées entre septembre 2011 et janvier 2013, et le premier suivi post-éradication a été réalisé au printemps 2013.

Cette étude présente les résultats préliminaires de l'analyse des pièges à interception visant à échantillonner les communautés d'insectes volants avant et après les opérations d'éradication.

## Matériel et méthodes

Les communautés d'insectes volants ont été sélectionnées dans ce travail car un certain nombre d'espèces (souvent de grande taille : cigales, cétoines, etc.) accomplissent une bonne partie de leur cycle biologique dans le sol ou dans la litière et peuvent être vulnérables à la prédation par le rat à certains stades de leur cycle biologique, particulièrement lors du passage à l'état adulte.



Figure 1. Piège Polytrap® P2 (voir Figure 2) en place sur un pin d'Alep.  
Photo © Mickaël Caceres.

Le dispositif d'échantillonnage utilisé est constitué de pièges non attractifs à vitres (modèle Polytrap®) (Brustel, 2001). Il est composé de deux plaques transparentes disposées perpendiculairement, contre

lesquelles les insectes volants viennent se heurter. Un entonnoir et un bocal récepteur sont placés sous les plaques et permettent de collecter les insectes (Fig. 1). Les bocaux sont remplis au tiers d'éthylène-glycol, liquide conservateur, ainsi que de liquide vaisselle, agent mouillant. Le dispositif est mis en place entre avril et octobre, et renouvelé toutes les trois semaines (Passetti *et al.*, 2012).

La densité du maquis n'a pas permis de pratiquer un échantillonnage aléatoire. Cinq pièges ont donc été disposés en fonction des supports disponibles, des possibilités d'accès et de l'intérêt biologique des placettes (arbres suffisamment grands, situés en milieu dégagé) puis géolocalisés (Fig. 2).

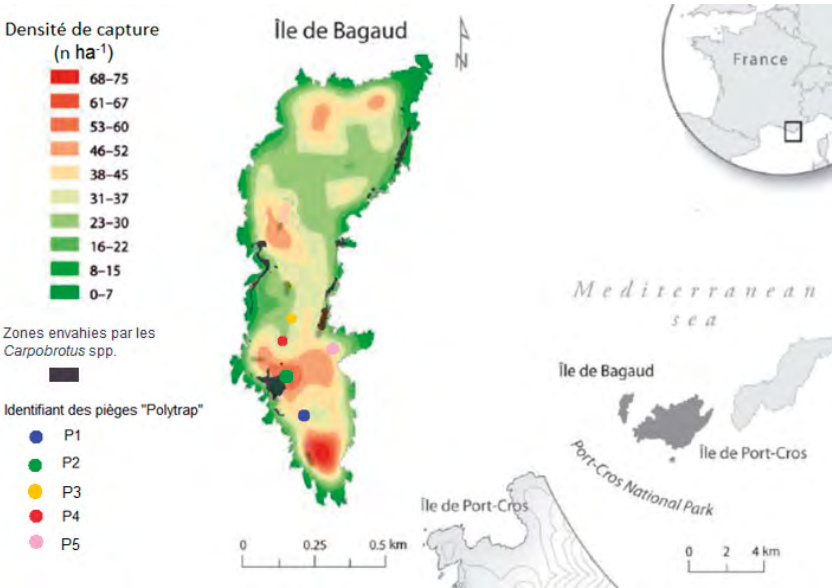


Figure 2. Position des cinq pièges Polytrap®, densité de capture de *Rattus rattus* entre le 07/09/2011 et le 01/10/2011, et localisation des zones envahies par les *Carpobrotus* spp. (Braschi *et al.*, 2015, modifié).

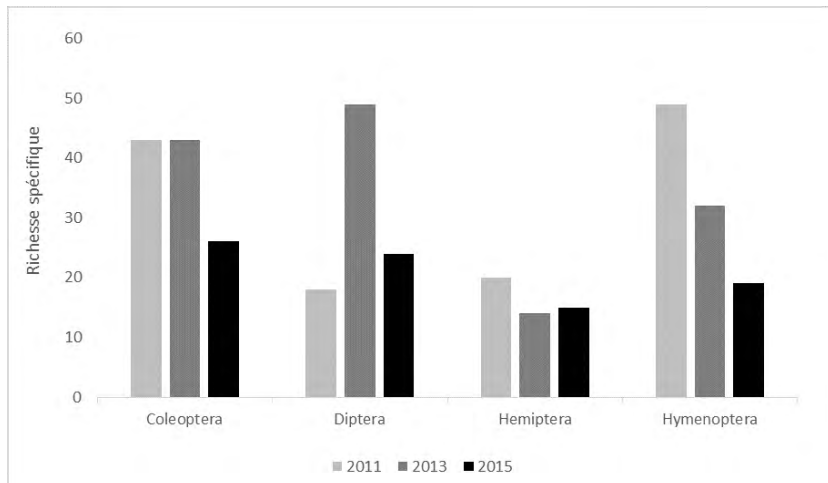
Quatre campagnes annuelles ont été réalisées au total pour les années de 2010, 2011, 2013, 2014 et 2015 afin de couvrir un large intervalle de temps et permettre la capture d'insectes émergeant à différentes périodes. Cette étude porte sur trois de ces points d'échantillonnage, à trois des quatre campagnes et sur trois années, comme indiqué dans le Tableau I.

**Tableau I.** Calendrier des dates de pose et de relève des pièges, par année et par campagne.

| Année        | Campagne 1 |          | Campagne 2 |          | Campagne 4 |        |
|--------------|------------|----------|------------|----------|------------|--------|
|              | Pose       | Relève   | Pose       | Relève   | Pose       | Relève |
| 2011         | 17/05      | 06/06    | 06/06      | 29/06    | 12/07      | 19/10  |
| Eradications |            |          |            |          |            |        |
| 2013         | 15-16/05   | 03-04/06 | 03-04/06   | 24-25/06 | 11-12/09   | 09/10  |
| 2015         | 20/05      | 09-10/06 | 09-10/06   | 29-30/06 | 22/09      | 13/10  |

## Résultats et discussion

L'abondance totale est de 4 461 individus dans les 25 échantillons analysés. La richesse spécifique globale des communautés d'insectes atteint 281 morpho-espèces, dont l'identification en cours contribue à enrichir notre connaissance de l'entomofaune de l'île. Cette diversité représente près du double de la richesse spécifique de chaque année (151 en 2011, 160 en 2013, 100 en 2015). Le calcul de l'indice de Sørensen (Sørensen, 1948) entre les années 2011 et 2013, 2011 et 2015, 2013 et 2015 met en évidence respectivement 32 %, 34 % et 35 % de similarité. Ces résultats laissent penser que les cohortes de morpho-espèces ne sont pas les mêmes d'une année sur l'autre. Les coléoptères, les diptères, les hémiptères et les hyménoptères sont les quatre ordres taxonomiques dominants par le nombre d'individus capturés et de morpho-espèces inventoriées (Fig. 3).



**Figure 3.** Nombre de morpho-espèces pour chaque ordre d'insectes (Coleoptera, Diptera, Hemiptera et Hymenoptera), avant éradications (2011) et après éradications (2013 et 2015).

Concernant l'ordre des coléoptères, des changements apparaissent au sein des différentes classes fonctionnelles (Fig. 4) malgré la stabilité de la richesse spécifique entre 2011 et 2013 (Fig. 3). Ceci peut être corrélé avec plusieurs facteurs : 1/ l'éradication du rat noir a pu favoriser la démographie de ces insectes puisque ce rongeur est pour eux un prédateur (Ruffino *et al.*, 2015) ; 2/ l'éradication des *Carpobrotus* spp. a probablement créé des conditions favorables à certains insectes. Les plantes arrachées ont été entassées et se sont décomposées naturellement, profitant aux coléoptères saprophages tels que *Netocia morio* qui ont pu proliférer au détriment d'autres groupes trophiques (Fig. 4) ; 3/ enfin, la mise à nu des surfaces occupées par les griffes de sorcière a pu favoriser certains coléoptères prédateurs, souvent associés aux milieux ouverts.

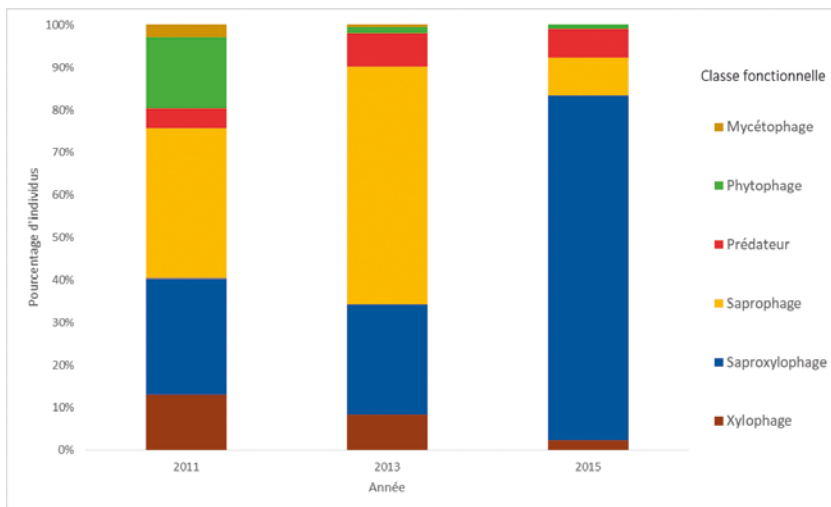


Figure 4. Pourcentages des effectifs des coléoptères par classe fonctionnelle, avant éradications (2011) et après éradications (2013 et 2015) (la classe fonctionnelle est celle de l'état larvaire et non celle de l'état adulte).

Après 2013, le nombre de morpho-espèces des coléoptères diminue (Fig. 3). La décomposition des tas de *Carpobrotus* spp. est en cours depuis 2011 et son volume s'est par conséquent réduit. Ainsi, la chute de diversité des coléoptères durant cette période peut être expliquée par la baisse d'un facteur 5 des saprophages (Fig. 4). Plusieurs morpho-espèces ont vu leur effectif devenir nul dans les échantillons de 2015, comme les *Melanophthalma* par exemple. En revanche, la classe fonctionnelle des saproxylophages est devenue plus importante (Fig. 4), en particulier celle spécifique au pin. Des conditions météorologiques plus favorables cette année-là, avec un été chaud et humide, peuvent expliquer cette prolifération.

En 2013, l'ordre des diptères connaît une nette tendance à l'augmentation de sa richesse spécifique (Fig. 3). Il faut toutefois interpréter ces résultats avec prudence. En effet, il est peu probable que cette hausse de la richesse en diptères soit due à l'arrivée d'espèces depuis l'île voisine de Port-Cros ou le continent, car l'île de Bagaud est relativement isolée. Plusieurs hypothèses peuvent être évoquées : 1/ les *Carpobrotus* spp. arrachés puis laissés sur place (environ quatre tonnes) se sont décomposés, les diptères ont pu pondre dans la matière organique en décomposition (Courtney *et al.*, 2009), entraînant une hausse de leurs effectifs ; 2/ le climat chaud et sec de 2013 a entraîné une diminution des points d'eau contraignant les diptères à pondre dans le liquide disponible, la solution d'éthylène-glycol des pièges. Cette forte augmentation des diptères en 2013 reste compliquée à analyser du fait des nombreux facteurs entrant en compte et des différents effets synergiques ou antagonistes possibles. En 2015, la richesse spécifique des diptères diminue d'environ un tiers, signe d'un retour à des conditions moins favorables. Ceci pourrait être un des premiers effets montrant que la mise en place des nouvelles communautés végétales favoriserait certaines espèces de diptères au détriment des autres.

Concernant les hémiptères aucune tendance nette ne se dégage mais leur population semble augmenter légèrement en 2015. La multiplication des pucerons en 2015 pourrait notamment être liée à l'émergence de nombreuses plantules durant le processus de recolonisation végétale après élimination du tapis de *Carpobrotus* spp. (Braschi *et al.*, 2015).

La richesse spécifique des hyménoptères diminue à raison d'un tiers tous les deux ans de 2011 à 2013 (Fig. 3). Les plantes envahissantes sont souvent visitées par des pollinisateurs indigènes (voir par exemple Memmot et Waser, 2002), particulièrement bien représentés chez les hyménoptères mais également chez les coléoptères (Jakobsson *et al.*, 2008). Ceci suggère que *Carpobrotus* spp., dont les tapis sont abondamment fleuris au printemps, n'a pas forcément provoqué un impact négatif sur les communautés de pollinisateurs indigènes (Stephens et Krebs, 1986 ; Rust, 1990 ; Rasheed et Harder, 1997).

## Conclusion

Les résultats de cette première étude mettent en évidence des changements structurels et fonctionnels au sein des communautés d'insectes volants. Ces conséquences sont parfois délicates à interpréter non seulement en raison du protocole d'éradication simultanée de deux espèces envahissantes, *Carpobrotus* spp. et *Rattus rattus*, mais aussi en raison des fortes variations climatiques interannuelles qui caractérisent le climat des régions méditerranéennes. Le suivi sur 10

ans prévu dans le cadre du projet de restauration écologique de l'île de Bagaud devrait permettre de démêler les causes de ces réassemblages des communautés d'insectes insulaires et d'analyser leur capacité de résilience.

**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). Nous remercions également tous les participants qui ont contribué au dispositif de suivi sur le terrain, ainsi que Charles-François Boudouresque, Elise Buisson et Mercedes Gillom pour la relecture du manuscrit.

## Références

- 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. *Journal of Applied Ecology*, 46 : 73-81.
- BRASCHI J., PONEL P., KREBS E., JOURDAN H., PASSETTI A., BARCELO A., BERVILLE L., LE QUILLIEC P., LORVELEC O., MATOCQ A., MEUNIER J.Y., OGER P., SECHET E., VIDAL E., 2015. - 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. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 70 : 91-98.
- BRUSTEL H., 2001. - *Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises. Perspectives pour la conservation du patrimoine naturel.* Thèse Doctorat, Institut national polytechnique de Toulouse : 1-327.
- CAUT S., ANGULO E., COURCHAMP F., 2009. - Avoiding surprise effects on Surprise Island: alien species control in a multitrophic level perspective. *Biological Invasions*, 11: 1689-1703.
- COURTNEY G.W., PAPE T., SKEVINGTON J.H., SINCLAIR B.J., 2009. - Biodiversity of Diptera. *Insect biodiversity: science and society*, FOOTIT R.G., ADLER P.H. (Éds.), Wiley-Blackwell, Chichester: 185-222.
- JAKOBSSON A., PADRON B., TRAVESET A., 2008. - Pollen transfer from invasive *Carpobrotus* spp. to natives – A study of pollinator behaviour and reproduction success. *Biological Conservation*, 141: 136-145.
- MEMMOT J., WASER N.M., 2002. - Integration of alien plants into a native flower-pollinator visitation web. *Proc. R. Soc. London B*, 269: 2395-2399.
- 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.
- RASHEED S., HARDER L., 1997. - Economic motivation for plant species preferences of pollen-collecting bumble bees. *Ecological Entomology*, 22: 209-219.
- RUFFINO L., KREBS E., PASSETTI A., ABOUCAYA A., AFFRE L., FOURCY D., LORVELEC O., BARCELO A., BIGEARD N., BROUSSET L., DE MERINGO H., GILLET P., LE QUILLIEC P., LIMOUZIN Y., MEDAIL F., MEUNIER J.Y., PASCAL M., PONEL P., RIFFLET F., 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.



- RUST R.W., 1990. - Spatial and temporal heterogeneity of pollen foraging in *Osmia lignaria propinqua* (Hymenoptera, Megachilidae). *Environmental Entomology*, 19: 332-338.
- 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.
- SØRENSEN T., 1948. - A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr. Dan. Vid. Sel.*, 5: 1-34.
- ST CLAIR J.J.H., 2011. - The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biological Conservation*, 144: 68-81.
- STEPHENS D.W., KREBS J.R., 1986. - *Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton: 1-247.
- TOWNS D., ATKINSON I.A.E., DAUGHERTY C.H., 2006. - Have the harmful effects of rats been exaggerated? *Biological Invasions*, 4: 863-891.

