

Rétablissement des communautés végétales après éradication des griffes de sorcière (*Carpobrotus* sp.) dans le cadre du programme de restauration écologique de l'île de Bagaud (Parc national de Port-Cros, France) : résultats 5 ans après éradication

Elise BUISSON^{1*}, Annie ABOUCAYA², Laurence AFFRE¹, Julie BRASCHI¹, Julie CHENOT¹, Sébastien DAILLY¹, Manon HESS¹, Aurélie PASSETTI³, Daniel PAVON¹, Hervé RAMONE¹, Christel VIDALLER¹, Elise KREBS-AMY²

¹Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie (IMBE), UMR CNRS 7263, IRD 237, Aix Marseille Université, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, IUT d'Avignon, Agroparc BP 61207, 84911 Avignon cedex 9, France.

²Parc national de Port-Cros, allée du Castel Ste-Claire, BP 70220, 83406 Hyères cedex, France. annie.aboucaya@portcros-parcnational.fr

³Biotopie Languedoc-Roussillon, 22 bd Maréchal Foch, BP58, 34140 Mèze, France. aurelie.passetti@gmail.com

*Contact : elise.buisson@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 des griffes de sorcière (*Carpobrotus* sp.). 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 de 2 ans. Les changements temporels des communautés végétales (i.e., recouvrement végétal et similarité entre la végétation autochtone et la végétation sur les zones où *Carpobrotus* sp. a été retiré) ont été analysés au sein de placettes permanentes (100 m² et 16 m²) avant (2010-2011) et après éradication (2013-2014) de *Carpobrotus* sp. Le recouvrement végétal de la flore autochtone augmente considérablement à partir de 2013. En zone littorale, la reprise de la flore autochtone, comprenant des communautés halo-résistantes, semble plus rapide que dans l'intérieur de l'île, comprenant certaines espèces de matorral bas et des espèces halo-nitrophiles. Ce suivi floristique 2010-2017 donne des informations primordiales sur les capacités de rétablissement d'un écosystème insulaire suite à l'éradication locale de deux taxa invasifs.

Mots-clés : biodiversité insulaire, changements temporels, espèces exotiques envahissantes, éradication locale, suivi floristique.

Abstract. Recovery of plant communities after the eradication of iceplant (*Carpobrotus* sp.) within the framework of Bagaud island ecological restoration program (Port-Cros National Park, France): results 5 years after eradication. Bagaud island (Hyères Island Archipelago, Var, France), was submitted to two major disturbances during the last centuries: the invasions of the black rat (*Rattus rattus*) and iceplant (*Carpobrotus* sp.). An eradication program of these two taxa was launched in 2010 by the Port-Cros National Park. This project involves a 10-year monitoring of animal and plant communities, including a pre-eradication monitoring in 2010 and 2011. Temporal changes of plant communities (i.e., plant cover and similarity between native vegetation and vegetation in areas where *Carpobrotus* sp. was removed) were analyzed in permanent plots (100 m² and 16 m²) before (2010-2011) and after (2013-2014) *Carpobrotus* sp. eradication. Native plant cover significantly increased since 2013. On coastal sites, the recovery of native flora is fast and matches with the halo-resistant reference plant community. On the other hand, on inland sites, the recovered native flora includes some low matorral species as well as halo-nitrophilous species. This monitoring from 2010 to 2017 is important to understand plant community recovery after the eradication of 2 invasive taxa.

Keywords: invasive species, island biodiversity, local eradication, plant community monitoring, temporal changes.

Introduction

Les espèces exotiques envahissantes (EEE ou espèces invasives) constituent une menace majeure pour la biodiversité, particulièrement en milieu insulaire, caractérisé par un fort taux d'espèces endémiques et des réseaux trophiques simplifiés (Berglund *et al.*, 2009). Le contrôle ou l'éradication des EEE sont donc des moyens de gestion communs pour restaurer la biodiversité insulaire (Simberloff *et al.*, 2013 ; Ruffino *et al.*, 2015). 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) envahie par le rat noir (*Rattus rattus* ; Mammalia) et les griffes de sorcière (*Carpobrotus edulis* et *Carpobrotus affine acinaciformis* ci-après nommées *Carpobrotus* sp. ; 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 invasifs qui engendrent des modifications profondes des habitats littoraux envahis : e.g., diminution de l'abondance et de la richesse des plantes autochtones, modification des propriétés du sol (Vilà *et al.*, 2006 ; Affre, 2011 ; Passeti *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 campagnes d'éradication ont été effectuées entre septembre 2011 et janvier 2013, et le premier suivi post-éradication a été réalisé au printemps 2013. Cette étude présente plus particulièrement les résultats préliminaires de l'analyse du rétablissement de la végétation en comparant les communautés végétales avant et après les opérations d'éradication de *Carpobrotus* sp.

Matériel et méthodes

Protocole de suivi floristique

La végétation avant arrachage des *Carpobrotus* sp. a été étudiée aux printemps 2010 et 2011. Un hectare de *Carpobrotus* sp. situé en zones accessibles a été arraché manuellement (les *Carpobrotus* sp. étant des espèces stolonifères (Roiloa *et al.*, 2018), l'arrachage manuel est une technique d'éradication adaptée) et la litière (Chenot *et al.*, 2014) retirée à l'automne 2011. Les suivis post-arrachage ont ensuite été conduits en 2013, 2014, 2015 et 2017 selon le protocole suivant. Deux zones de *Carpobrotus* sp. ont été sélectionnées en fonction de leur localisation : une sur le littoral et l'autre à l'intérieur de l'île. Ces deux zones ont été analysées séparément puisqu'elles ont des caractéristiques environnementales qui leur sont propres : i.e. le littoral reçoit plus d'embruns et le sol y est moins épais (Krebs *et al.*, 2015). Deux communautés végétales autochtones ont également été sélectionnées comme références non impactées pour l'évaluation du projet de restauration (McDonald *et al.*, 2016).

Pour la zone littorale, la communauté végétale de référence est une végétation littorale halo-résistante. Pour la zone à l'intérieur de l'île, les communautés végétales de référence sont une communauté végétale herbacée halo-nitrophile et une communauté de matorral bas (i.e. formation arbustive méditerranéenne). Au sein de chacune des communautés végétales de référence, quatre placettes permanentes circulaires de 100 m² ont été disposées (Passetti *et al.*, 2012 ; Krebs *et al.*, 2015). Au sein des zones envahies par *Carpobrotus* sp., huit placettes permanentes circulaires de 100 m² (six littorales et trois à l'intérieur de l'île) ont été disposées et complétées par 22 placettes permanentes carrées de 16 m² (10 littorales et 12 à l'intérieur de l'île) afin d'étudier plus finement les successions végétales dans les zones envahies. Un inventaire floristique a été réalisé fin avril de chaque année (i.e. au moment où la plupart des plantes sont en fleurs et donc identifiables) dans chacune des placettes permanentes (12 × 100 m² et 22 × 16 m²). Le recouvrement de chaque espèce a été estimé sous forme de classes de pourcentages, i : < 1 % ; 1 : 1-10 % ; 2 : 11-25 % ; 3 : 26-50 % ; 4 : 51-75 % ; 5 : 76-100 % (Passetti *et al.*, 2012 ; Krebs *et al.*, 2015).

Les données des placettes de 16 m² ont été utilisées pour étudier la dynamique temporelle du recouvrement de la végétation au sein des zones envahies de 2010 à 2017. Les données des placettes de 100 m² ont permis d'évaluer les changements de composition de la végétation grâce au calcul de l'indice de similarité de Bray-Curtis entre 2010 et 2017 en utilisant les données des placettes dans les zones envahies et des placettes des communautés de référence.

Analyse des données

Afin d'évaluer la dynamique temporelle de chacune des variables, i.e. i) recouvrements de végétation (*Carpobrotus* sp., végétation autochtone et végétation totale) dans les placettes de 16 m² entre 2010 et 2017 et ii) changement de composition de végétation (similarité de Bray-Curtis) dans les placettes de 100 m² entre 2010 et 2017, deux modèles linéaires mixtes (distribution de Poisson) ont été comparés. Le facteur « année » a été inclus uniquement dans le premier modèle. Les modèles ont été validés comme proposé par Zuur *et al.*, (2013). Si le premier modèle obtenait un CIA (Critère d'Information d'Akaike) plus faible, le facteur « année » a été considéré comme ayant un effet significatif (Burnham et Anderson, 2004) et les différences entre années ont été évaluées grâce à un test de comparaisons multiples de Tukey.

Afin d'évaluer les changements de composition de la végétation, deux AFC (Analyse Factorielle des Correspondances) ont été réalisées sur les données des placettes de 100 m², en classes de recouvrement. Une AFC a été réalisée (i) sur le littoral : dans la communauté végétale de référence ainsi que sur les zones envahies par *Carpobrotus* sp. en 2010 et 2011 et après éradication en 2013 et 2017 (66 espèces × 40 relevés) et (ii) à l'intérieur de l'île : dans les communautés végétales de référence ainsi que sur les zones envahies par *Carpobrotus* sp. en 2010 et 2011 et après éradication en 2013 et 2017 (98 espèces × 44 relevés). Toutes les analyses ont été effectuées avec le logiciel R 3.4.4 (R Core Team, 2017), en utilisant les progiciels « lme4 », « multcomp » et « ade4 ».

Résultats et discussion

Dynamique temporelle des recouvrements de végétation (placettes de 16 m²) de 2010 à 2017

Aucune différence majeure de recouvrement de végétation n'a été observée entre les deux années T-zéro, 2010 et 2011 (Fig. 1). En 2012, quelques mois après l'opération d'éradication de *Carpobrotus* sp., le recouvrement de *Carpobrotus* sp. et le recouvrement total de la végétation chutent évidemment de manière drastique. Le recouvrement de végétation autochtone n'est pas impacté sur le littoral, où la végétation est prostrée car poussant sur un sol peu épais. Il diminue cependant légèrement, mais pas de manière significative, à l'intérieur de l'île, probablement à cause des dommages induits par l'opération d'éradication à une végétation de matorral bas plus fragile et supportant mal le piétinement (Tabl. I, Fig. 1).

Tableau I. CIA (Critère d'Information d'Akaike) pour deux types de modèles linéaires mixtes : i) avec le facteur « année » inclus et ii) sans le facteur « année ». L'astérisque devant le nom de la variable indique que le modèle incluant l'année est meilleur (i.e. CIA > 2 ; Burnham et Anderson 2004) montrant ainsi que l'année est considérée comme ayant un effet significatif sur la variable. Le F et la valeur de P correspondent aux résultats des modèles linéaires mixtes du premier modèle. Les variables testées en zone littorale et à l'intérieur de l'île sont 1) le pourcentage de recouvrement de végétation (*Carpobrotus* sp., végétation autochtone et végétation totale) dans les placettes de 16 m² entre 2010 et 2017 ; et 2) la similarité de Bray-Curtis dans les placettes de 100 m² entre 2010 et 2017.

Variables	CIA des modèles incluant le facteur "année"	CIA des modèles sans le facteur "année"	F	P
*Pourcentage de recouvrement total de la végétation en zone littorale	1091.2	2428.8	52.6	<0.001
*Pourcentage de recouvrement total de la végétation à l'intérieur de l'île	2914.7	3785.2	132.82	<0.001
*Pourcentage de recouvrement des espèces autochtones en zone littorale	1363.1	2056.0	108.57	<0.001
*Pourcentage de recouvrement des espèces autochtones à l'intérieur de l'île	3402.0	4298.4	172.85	<0.001
*Pourcentage de recouvrement de <i>Carpobrotus</i> sp. en zone littorale	532.6	3961.0	284.43	<0.001
*Pourcentage de recouvrement de <i>Carpobrotus</i> sp. à l'intérieur de l'île	1609.7	5545.2	413.87	<0.001
*Similarité entre la zone initialement envahie et la végétation littorale autochtone en zone littorale	330.5	372.9	8.85	<0.001
*Similarité entre la zone initialement envahie et la végétation herbacée halo-nitrophile à l'intérieur de l'île	189.0	295.1	17.81	<0.001
Similarité entre la zone initialement envahie et le matorral bas à l'intérieur de l'île	186.3	185.0	1.79	0.170

Sur le littoral, le recouvrement de *Carpobrotus* sp. est globalement faible entre 2013 et 2017. Le recouvrement d'espèces autochtones et le recouvrement total de la végétation augmentent fortement jusqu'en 2014 pour diminuer légèrement en 2015 et 2017 (Tabl. I, Fig. 1A).

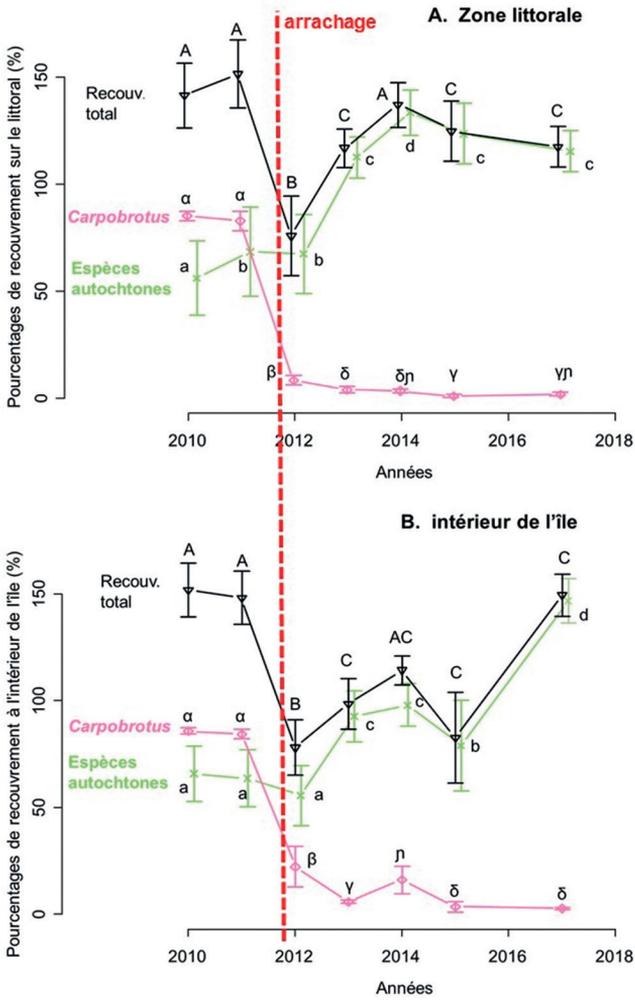


Figure 1. (A) Dynamique temporelle entre 2010 et 2017 des différents recouvrements de végétation en zone littorale : recouvrement total de la végétation (triangles noirs), végétation autochtone (croix vertes) et *Carpobrotus* sp. (losanges roses). (B) Dynamique temporelle entre 2010 et 2017 des différents recouvrements de végétation à l'intérieur de l'île. Les lettres différentes correspondent à des différences significatives entre les moyennes \pm l'erreur standard après un test post-hoc de Tukey (voir Tabl. I pour les résultats des modèles linéaires mixtes).

Entre 2013 et 2017, à l'intérieur de l'île, le recouvrement de *Carpobrotus* sp. diminue progressivement avec un léger pic en 2014 (Tabl. I, Fig. 1B). Le recouvrement en espèces autochtones et le recouvrement total de la végétation augmentent globalement, mais accusent une chute significative en 2015 (Tabl. I, Fig. 1A). Les mois précédant les relevés 2015 (c'est-à-dire octobre à décembre 2014 et janvier à avril 2015) ont été particulièrement pluvieux (980 mm de pluie à cette période par rapport à 555 mm en moyenne pour les mêmes mois sur la période 2010-2017 ; données météorologiques de la station de Porquerolles). Un manque d'eau ne peut donc être l'explication à cette chute du recouvrement. Cependant les températures minimales des mois précédant les relevés 2015 ont été généralement plus élevées que la moyenne pour les mêmes mois sur la période 2010-2017 (Tabl. II), avec des écarts de 1.7 à 1.9°C d'octobre à décembre 2014). Il a été montré que certaines espèces des genres *Lotus*, *Melilotus*, *Medicago* et *Trifolium* acquièrent une efficacité de germination accrue avec une stratification à froid (Van Assche *et al.*, 2003). Plusieurs espèces de *Lotus*, *Medicago* et *Trifolium* présentes sur l'île (Krebs *et al.*, 2014) peuvent être très abondantes dans les relevés de végétation et pourraient peut-être avoir moins bien germé cette année-là.

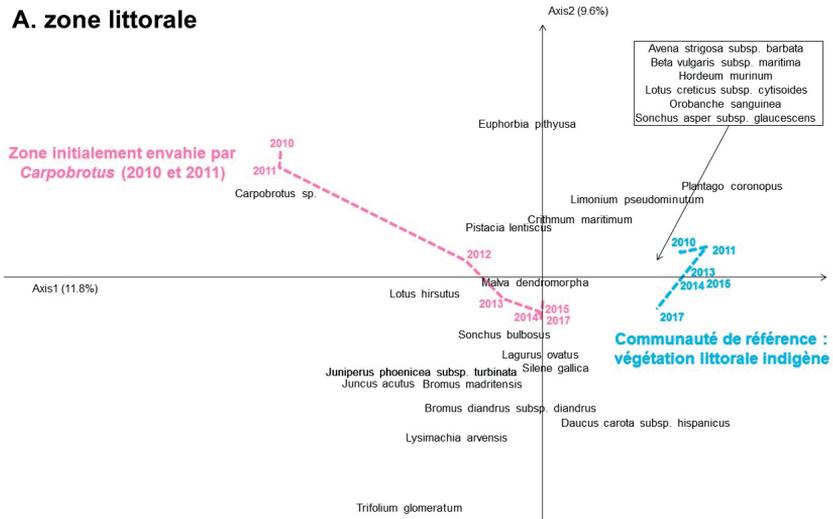
Tableau II. Données météorologiques (précipitations en mm et températures minimum en °C) de la station de Porquerolles pour les mois précédents les relevés 2015 (c'est-à-dire octobre à décembre 2014 et janvier à avril 2015) ainsi que les moyennes pour les mêmes mois sur la période 2010-2017. Les valeurs les plus élevées (entre les données ponctuelles et les moyennes sur 7 ans) sont soulignées. Les valeurs en gras indiquent de grandes différences entre les données ponctuelles et les moyennes sur 7 ans (> à 70 mm pour les précipitations et > à 1°C pour les températures minimum).

Mois	Année	Précipitations (mm)	Précipitations moyennes (mm)	T°C min	T°C min moyenne
Octobre	2014	<u>86.4</u>	80.5	<u>15.6</u>	13.7
Novembre	2014	<u>341.6</u>	167.4	<u>11.9</u>	10.0
Décembre	2014	<u>148.0</u>	75.3	<u>8.7</u>	7.0
Janvier	2015	<u>81.7</u>	71.9	<u>6.3</u>	6.1
Février	2015	<u>220.0</u>	106.7	4.4	<u>5.3</u>
Mars	2015	67.8	<u>78.9</u>	<u>7.4</u>	6.9
Avril	2015	<u>34.2</u>	29.3	<u>8.4</u>	<u>9.4</u>

Dynamique temporelle de la composition en espèces (placettes de 100 m²) de 2010 à 2017

L'axe 1 (11.8 % de variation expliquée) de l'AFC effectuée sur les données de végétation du littoral discrimine la communauté végétale de référence (caractérisée par des espèces propres aux milieux rocheux soumis aux embruns comme *Crithmum maritimum* L. et *Limonium pseudominutum* Erben) des zones envahies par *Carpobrotus* sp. (Fig. 2A). L'axe 2 (9.6 % de variation expliquée) de l'AFC sépare les années avant éradication de 2010 et 2011 (dominées par *Carpobrotus* sp.) des années post-éradication de 2013 et 2017 (caractérisées majoritairement par *Malva dendromorpha* M.F.Ray, *Lotus hirsutus* L., *Silene gallica* L. et *Sonchus bulbosus* (L.) N.Kilian et Greuter) (Fig. 2A). La composition végétale 2013-2017 se rapproche de celle de la communauté végétale de référence, ce qui est confirmé par l'augmentation significative de l'indice de similarité de Bray-Curtis entre les zones précédemment envahies et la communauté végétale de référence de la ceinture halophile littorale entre 2010 et 2017 (Tabl. I, Fig. 3A). Le rétablissement de la communauté littorale est rapide, car les plantes qui la composent sont adaptées aux stress et aux perturbations liées aux embruns. Celles qui sont annuelles, comme *Atriplex prostrata* Boucher ex DC., *Catapodium marinum* (L.) C.E.Hubb., *Parapholis incurva* (L.) C.E.Hubb., *Silene gallica* ont une banque de graines importante (Chenot *et al.*, 2014) leur permettant de coloniser facilement.

A. zone littorale



B. intérieur de l'île

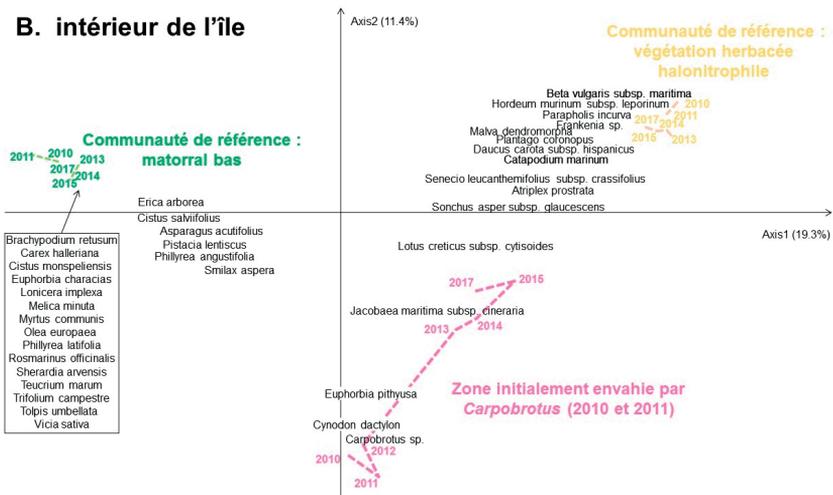


Figure 2. Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) réalisée sur les recouvrements en espèces dans les placettes de 100 m² : (A) sur le littoral : dans la communauté végétale de référence ainsi que sur les zones envahies par *Carprobrotus sp.* en 2010 et 2011 et après éradication en 2012 et 2017 (66 espèces × 40 échantillons) ; et (B) à l'intérieur de l'île : dans les communautés végétales de référence ainsi que sur les zones envahies par *Carprobrotus sp.* en 2010 et 2011 et après éradication en 2012 et 2017 (98 espèces × 44 échantillons). Les lignes en pointillés représentent le déplacement du barycentre des stations entre 2010 et 2017. Seules les espèces les plus corrélées sur les axes 1 et 2 sont représentées.

L'axe 1 (19.3 % de variation expliquée) de l'AFC effectuée sur les données de végétation à l'intérieur de l'île discrimine les deux communautés végétales de référence : d'une part, le matorral bas caractérisé par *Brachypodium retusum* (Pers.) P.Beauv., *Cistus monspeliensis* L., *Euphorbia characias* L., *Rosmarinus officinalis* L. et *Teucrium marum* L., et d'autre part, la végétation herbacée halo-nitrophile caractérisée par *Beta vulgaris* L. subsp. *maritima* (L.) Arcang., *Catapodium marinum*, *Frankenia* sp., *Hordeum murinum* L. subsp. *leporinum* (Link) Arcang. et *Parapholis incurva* (Fig. 2B). L'axe 2 (11.4 % de variation expliquée) de l'AFC sépare au sein de la zone d'éradication, les années avant éradication (2010-2011) caractérisées majoritairement par *Carpobrotus* sp., *Cynodon dactylon* (L.) Pers. et *Euphorbia pithyusa* L., des années post-éradication (2013-2017), caractérisées par *Jacobaea maritima* (L.) Pelsers et Meijden subsp. *maritima* et *Lotus cytisoides* L. (Fig. 2B). La composition végétale 2013-2017 se rapproche plus de celle de la végétation herbacée halo-nitrophile, ce qui est confirmé par l'augmentation significative de l'indice de similarité de Bray-Curtis entre les zones précédemment envahies et la végétation herbacée halo-nitrophile (Tabl. I, Fig. 3B). L'indice de similarité de Bray-Curtis reste stable pour la similarité entre les zones précédemment envahies et le matorral bas. Ceci peut être dû i) à la présence des goélands dans la zone, qui favorisent les espèces nitrophiles (Vidal, 1998), mais aussi ii) à la dynamique de succession des espèces de chamaephytes de matorral bas, plus lente que celle d'une végétation herbacée halo-nitrophile.

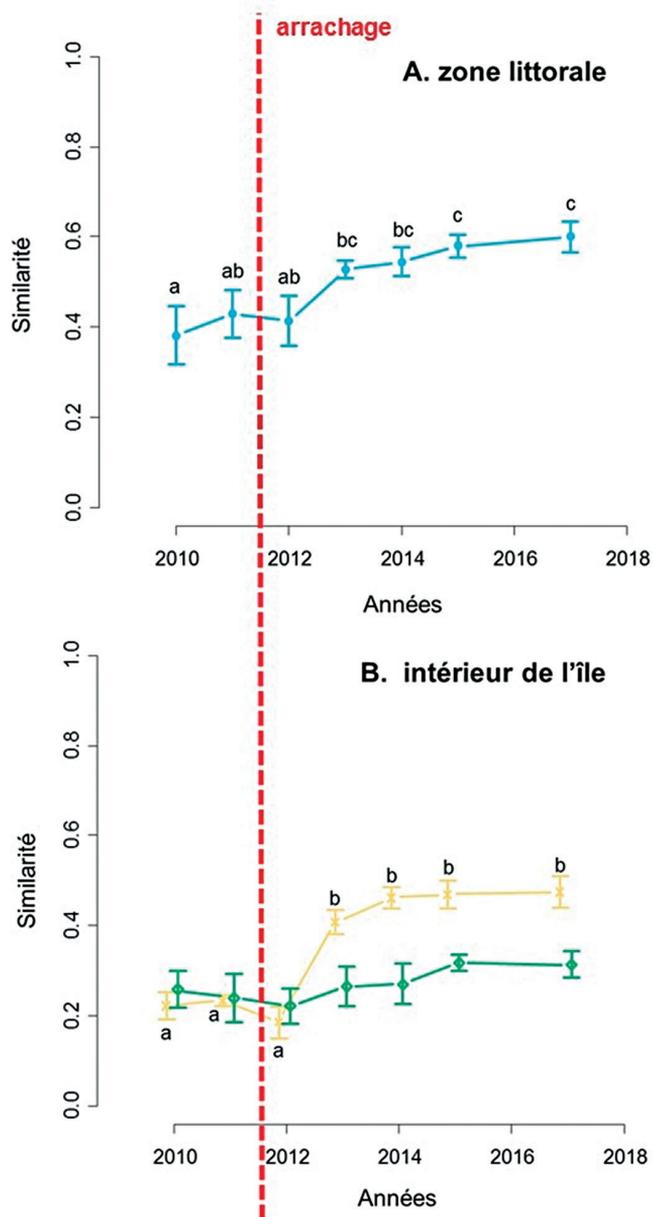


Figure 3. Dynamique temporelle entre 2010 et 2017 des indices de Bray-Curtis : (A) Similarité entre la zone initialement envahie par *Carpobrotus* sp. et la végétation littorale autochtone (ronds bleus) ; et (B) Similarité entre la zone initialement envahie par *Carpobrotus* sp. et la végétation herbacée halo-nitrophile (croix jaunes) ou le matorral bas (losanges verts). Les lettres différentes correspondent à des différences significatives entre les moyennes \pm l'erreur standard après un test post-hoc de Tukey (voir Tabl. I pour les résultats des modèles linéaires mixtes).

Conclusion

En zone littorale, la reprise de la flore autochtone, comprenant des communautés halo-résistantes, semble plus rapide que dans l'intérieur de l'île, comprenant certaines espèces de matorral bas et des espèces halo-nitrophiles. La présente étude confirme l'utilité de l'éradication de *Carpobrotus* sp. pour le rétablissement des communautés végétales autochtones. Le programme de restauration écologique de l'île de Bagaud, qui comprend différents suivis scientifiques sur le long terme (Braschi *et al.*, 2015, 2017 ; Krebs *et al.*, 2015 ; Ruffino *et al.*, 2015), représente une expérience de taille réelle sur les capacités de résilience de l'écosystème suite à l'éradication simultanée de deux taxa invasifs.

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 à l'éradication ainsi qu'au suivi sur le terrain, dont Mickaël Cacères, Ninon Delcourt, Florian Tournier en 2017, ainsi que Claude Lavoie, John Thompson et Rose-Abèle Viviani pour la relecture du manuscrit.

Références

- AFFRE L., 2011. - Ecological and evolutionary insights from plant invasions: The case of *Carpobrotus* spp. (Aizoaceae) in the Mediterranean Basin. *Advances in Medicine and Biology*, L.V. Berhardt ed., Volume 16. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY, USA: 1-40.
- BERGLUND H., JÄREMO J., BENGTTSSON G., COULSON A.E.T., WHITLOCK E.M.C., 2009. - Endemism Predicts Intrinsic Vulnerability to Nonindigenous Species on Islands. *Am. Nat.*, 174 : 94–101.
- BRASCHI J., CACERES M., DELCOURT N., TOURNIER F., PONEL P., 2017. - 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). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 31 : 71–79.
- 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., SÉCHET E., VIDAL É., 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. *Rev Ecol.-Terre Vie*, 70 : 91–98.
- BURNHAM K.P., ANDERSON D.R., 2004. - Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociol. Method Res.*, 33 : 261–304.
- CHENOT J., AFFRE L., PASSETTI A., BUISSON E., 2014. - Consequences of ice-plant (*Carpobrotus*) invasion on the vegetation and seed bank structure on a Mediterranean island: response elements for their local eradication. *Acta Bot. Gallica*, 161 : 301–308.
- KREBS E., AFFRE L., ABOUCAYA A., ALLÈGRE A., CHENOT J., MONTEGU C., PASSETTI A., PAVON D., BUISSON E., 2015. - Résilience de la flore indigène après éradication des griffes de sorcière (*Carpobrotus* sp.) sur une île méditerranéenne. *Rev Ecol.-Terre Vie*, 70 : 80–90.

- 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, France). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 28 : 87–112.
- MCDONALD T., GANN G.D., JONSON J., DIXON K.W., 2016. - International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C. [Http://www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER_International_Standards.pdf](http://www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER_International_Standards.pdf) [accès 9 Septembre 2017].
- 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.
- R CORE TEAM, 2017. - *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- ROILOA S.R., ABALDE S., XU C.-Y., LÓPEZ L. 2018. - The effect of stolon fragmentation on the colonization of clonal invasive *Carpobrotus edulis* in a coastal dune system: a field test. *Plant Spec. Biol.*, 32 : 460-465.
- RUFFINO L., KREBS E., PASSETTI A., ABOUCAYA A., AFFRE L., FOURCY D., LORVELEC O., BARCELO A., BERVILLE L., BIGEARD N., BROUSSET L., MÉRINGO H.D., GILLET P., QUILLIEC P.L., LIMOUZIN Y., MEDAIL F., MEUNIER J.-Y., PASCAL M., 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.
- SIMBERLOFF D., MARTIN J.-L., GENOVESI P., MARIS V., WARDLE D.A., ARONSON J., COURCHAMP F., GALIL B., GARCÍA-BERTHOUE E., PASCAL M., PYŠEK P., SOUSA R., TABACCHI E., VILÀ M., 2013. - Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.*, 28 58–66.
- VAN ASSCHE J.A., DEBUCQUOY K.L.A., ROMMENS W.A.F., 2003. - Seasonal cycles in the germination capacity of buried seeds of some Leguminosae (Fabaceae). *New Phytol.*, 158 : 315–323.
- VIDAL E., 1998. - *Organisation des phytocoenoses en milieu méditerranéen perturbé. Analyses des inter-relations entre les colonies de goélands leucophées et la végétation des îles de Marseille*. Thèse Doct. 3^e cycle Ecologie, Univ. Aix-Marseille 3.
- VILA M., TESSIER M., SUEHS C.M., BRUNDU G., CARTA L., GALANIDIS A., LAMBDON P., MANCA M., MEDAIL F., MORAGUES E., TRAVESSET A., TROUMBIS A.Y., HULME P., 2006. - Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *J. Biogeogr.*, 33 : 853-861.
- ZUUR A.F., HILBE J.M., IENO E.N., 2013. - *A Beginner's Guide to GLM and GLMM with R: A Frequentist and Bayesian Perspective for Ecologists*. Unknown Publisher.