

Année 2019-2020

Mention : Biodiversité, écologie et évolution (BEE)

Finalité : *Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes (BIOEFFECT)*

Mémoire de stage de Master 2



**Étude de l'évolution de la flore insulaire à enjeux de conservation,
dans le cadre de la dynamique des populations de Goélands leucophées
(*Larus michahellis*).**

Présenté par : Candy Bellon

Responsables du stage : Lidwine Le Mire Pecheux, Teddy Baumberger, Laurence Affre.

Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale (IMBE)

Parc National des Calanques

Responsables pédagogiques : B. Talon, C. Fernandez, V. Baldy, I. Laffont-Schwob, M.

Deschamps-Cottin, A. Millon et R. Gros.



Année 2019-2020
Mention : Biodiversité, écologie et évolution (BEE)
Finalité : *Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes (BIOEFFECT)*
Mémoire de stage de Master 2

**Étude de l'évolution de la flore insulaire à enjeux de conservation,
dans le cadre de la dynamique des populations de Goélands leucophées
(*Larus michahellis*).**

Nom de la structure d'accueil : Parc National des Calanques et Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale (IMBE)

Nom des encadrants dans la structure d'accueil : Lidwine Le Mire Pecheux, Teddy Baumberger, Laurence Affre.

Charte relative à la lutte contre le plagiat d'Aix Marseille Université

Approuvée par le Conseil des Études et de la Vie Universitaire de l'Université d'Aix-Marseille en date du 4 octobre 2012,

Approuvée par le Conseil Scientifique de l'Université d'Aix-Marseille en date du 16 octobre 2012,

Approuvée par le Conseil d'Administration de l'Université d'Aix-Marseille en date du 27 novembre 2012,

Préambule

Afin de garantir la qualité des diplômes délivrés à ses usagers, l'originalité des publications pédagogiques et scientifiques de ses personnels enseignants et/ou chercheurs, et faire respecter les droits de propriété intellectuelle des auteurs, l'Université d'Aix-Marseille est engagée dans la lutte contre le plagiat.

Les travaux réalisés par les usagers et par les personnels de l'Université doivent répondre à l'ambition de produire un savoir inédit et d'offrir une lecture nouvelle et personnelle d'un sujet.

Les travaux concernés par cette obligation sont notamment : les thèses, les mémoires, les articles, les supports de cours, sans que cette liste soit exhaustive.

Article 1

Le plagiat consiste à reproduire un texte, une partie d'un texte, toute production littéraire ou graphique, ou les idées originales d'un auteur, sans lui en reconnaître la paternité.

Tout plagiat, quel qu'en soit le support, constitue une faute.

Le plagiat constitue à la fois la violation la plus grave de l'éthique universitaire et un acte de contrefaçon. C'est un délit au sens de l'article L 335-2 du code de la propriété intellectuelle.

En outre, le fait de commettre un plagiat dans un document destiné à être publié constitue une circonstance aggravante.

Article 2

Les usagers et les personnels de l'Université ne doivent pas commettre de plagiat dans leurs travaux.

Article 3

Les reproductions de courts extraits de travaux préexistants en vue d'illustration ou à des fins didactiques sont admises sans nécessité de demander le consentement de l'auteur, uniquement dans le strict respect de l'exception de courte citation.

Dans ce cadre, les usagers et les personnels de l'Université s'engagent, lorsqu'ils reproduisent de courts extraits de tels travaux, à identifier clairement qu'il s'agit d'un emprunt, en apposant des guillemets, et en indiquant le nom de l'auteur et la source de l'extrait.

Article 4

L'Université d'Aix-Marseille est attachée au respect des droits de propriété intellectuelle et se réserve la possibilité de rechercher les tentatives de plagiat, notamment par l'utilisation d'un logiciel adapté.

Article 5

Les cas présumés de plagiat feront l'objet de poursuites engagées par l'Université devant les instances compétentes, et leurs auteurs seront passibles de sanctions disciplinaires.

Ces violations des droits de propriété intellectuelle pourront également donner lieu à des poursuites judiciaires.

Je, soussignée, Candy BELLON, certifie avoir pris connaissance de la présente charte et l'avoir respectée.

Fait à Roquevaire, le 19/03/2020

Signature :



Remerciements :

Voici venu le temps des remerciements, qui ne seront jamais assez représentatifs de toute la reconnaissance que je dois à tous celles et ceux qui ont contribué au bon déroulement de ce travail, malgré les multiples contraintes. En cette année 2020, nous avons été touchés par l'épidémie de COVID-19, qui a profondément perturbé le déroulement de ce stage et plus généralement de notre quotidien, ainsi, plus qu'en toute autre circonstance, je dois une profonde reconnaissance aux personnes suivantes.

Je remercie François Bland de m'avoir accueillie au sein du parc National des Calanques et Lidwine Le Mire Pecheux de m'avoir intégré dans son équipe du pôle connaissance scientifique, ainsi que pour la confiance qu'elle m'a adressée durant ces 6 mois de stage.

Je remercie Teddy Baumberger de m'avoir accompagnée dans cette aventure guidée par la curiosité et avec le but de percer les secrets de la flore des îles. Merci d'avoir partagé avec moi la joie de chacune de nos découvertes, mais aussi d'avoir été d'un grand soutien tout au long de ce stage. Je le remercie de m'avoir partagé ses connaissances, de s'être rendu disponible à toute heure, et pour la personne inspirante qu'il est.

Je remercie vivement Laurence Affre pour toutes les corrections qu'elle a pu apporter à ce présent travail, ainsi que pour ses remarques pertinentes et sa patience malgré sa charge de travail.

Je témoigne toute ma gratitude à Virginie Baldy, qui nous a accompagnés tout au long de ce master, mais qui a aussi fait bien plus que ça. Merci d'avoir égayé nos journées, d'avoir toujours été présente et de nous avoir appris à voler de nos propres ailes.

Je suis reconnaissante de l'aide et la gentillesse apportées par les agents du Parc National des Calanques, Lorraine Anselme, Laureen Keller, Élodie Debize, Hélène Rossignol et bien d'autres, merci pour votre bonne humeur.

Je remercie Arne Saatkamp et Frédéric Médail d'avoir pris le temps d'évaluer ce travail.

Je tiens à souligner l'aide précieuse apportée par Charlotte Biryol, Antoine Decanini et Yann Derrien. Du fond du cœur, je les remercie pour leurs conseils et leur soutien à toute épreuve.

J'adresse une pensée à tous les enseignants qui m'ont inspiré au cours de mon cursus, Jérôme Orgeas, Stéphanie Fayolle, Céline Bertrand, Sophie Gachet, Jean-Louis Moncler, et bien d'autres. Je témoigne toute ma gratitude à tous ceux qui m'ont donné l'envie d'en apprendre davantage et qui ont fait de ces années d'études de véritables moments de partage.

Une mention toute particulière à Daniel Pavon qui m'a donné le goût de la botanique et avec qui nous avons gravi plus d'une montagne, du Mont Ventoux au Monte Falcone en passant par les pentes de la vallée de l'Ubaye.

Enfin, je ne peux oublier mes collègues de la promotion BEE BIOEFFECT avec qui j'ai partagé de merveilleux moments, sur les bancs de l'université ou au milieu de la méditerranée sur une petite île sicilienne.

Table des matières

1. Introduction générale	1
2. Matériels et Méthodes	5
2.1. Sites d'étude	5
2.1.1. Situation géographique	5
2.1.2. Caractéristiques des sites	6
2.2. Enjeux de conservation de la flore terrestre	7
2.3. Protocole expérimental	9
2.4. Traitement des données	9
2.4.1. Changements floristiques (Turn-over)	9
2.4.2. Analyses statistiques	10
3. Résultats	12
3.1. Effet de l'année sur la richesse spécifique	13
3.2. Effet des variables environnementales sur la richesse spécifique	14
3.3. Différence de turn-over entre les îles	16
3.4. Effet des variables environnementales sur les turn-over	17
4. Discussion	18
4.1. Variation du nombre d'espèces par placettes entre 1997 et 2008	19
4.2. Effet des variables environnementales sur le nombre d'espèces	21
4.3. Effet des variables environnementales sur la dynamique de la végétation (turn-over)	22
5. Conclusion	25
Références Bibliographiques	26
Annexes	1

Table des figures

Figure 1 : Localisation des îles de l'archipel de Riou et de l'archipel du Frioul.	6
Figure 2 : Comparaison du nombre d'espèces végétales par placette entre 1997 et 2008.	14

Table des tableaux

Tableau 1 : Enjeux de conservation de la flore associés aux scores déterminés par le Parc National des Calanques	8
Tableau 2 : Comparaison de moyenne du nombre d'espèces végétales par placette entre 1997 et 2008.	13
Tableau 3 : Variables environnementales expliquant le nombre d'espèces à enjeu moyen, fort, très fort et pour la flore totale.	14
Tableau 4 : Différence de turn-over entre les îles, pour les enjeux de conservation considérés ainsi que pour la flore totale.	16
Tableau 5 : Variables environnementales expliquant le turn-over par placette pour les enjeux moyen, fort, très fort et pour la flore totale.	17

Table des annexes

Annexe I : Évolution des effectifs de couples de goélands leucophées nicheurs sur les îles de Marseille entre 1920 et 2015	1
Annexe II : Caractéristiques physiographiques des îles considérées dans cette étude.	1
Annexe III : Modèles de régression réalisés entre les variables environnementales et le nombre d'espèces végétales	2
Annexe IV : Influence des variables environnementales sur la richesse en espèces végétales..	3
Annexe V : Graphique des précipitations de Marseille en 1997 et en 2008.	4
Annexe VI : Traits biologiques et variation du nombre d'espèces végétales à fort et très fort enjeu entre 1997 et 2008.	4
Annexe VII : Boîte à moustache représentant les valeurs moyennes de turn-over par île.	6
Annexe VIII : Modèles de régression réalisés entre les variables environnementales et les valeurs de turn-over.	7
Annexe IX : Carte de représentation des valeurs de turn-over par placette pour la flore insulaire totale.	8
Annexe X : Protocole expérimental proposé pour le troisième suivi de flore insulaire.	8

Avant-propos

La présente étude a été réalisée pendant l'épidémie de COVID-19 ayant eu lieu en 2020. Pour lutter face à cette épidémie, une période de confinement a été instaurée en mars 2020, entravant le déroulement de ce stage.

En effet, ce stage avait pour objectif initial d'étudier la dynamique de la flore en réponse aux variations démographiques des populations de goélands entre 1997 et 2020 sur les îles de Marseille. Les populations de goélands leucophées ont connu une croissance exponentielle au cours du 20^{ème} siècle sur les îles de Marseille, entraînant un enrichissement important du sol en éléments chimiques via le guano. Deux études, Vidal (1997) et Baumberger (2008), avaient justement étudié l'impact des goélands sur la flore insulaire. Or, en 2010, et ce pour la première fois depuis l'établissement des goélands sur les îles de Marseille, le recensement quinquennal des goélands a mis en évidence une chute importante des effectifs. Il était donc pertinent d'étudier l'évolution de la flore insulaire dans le cadre de cette diminution des populations de goélands leucophées, avérée depuis 10 ans. Pour parvenir à cela, le 3^{ème} inventaire de la flore insulaire devait être réalisé dans le cadre de ce stage, afin d'obtenir des données à comparer avec ceux obtenus lors des anciens inventaires ayant eu lieu en 1997 et 2008. Les relevés devaient être réalisés au mois de mars et avril 2020. Toutefois, la période de confinement concomitante à la période de relevés a empêché la réalisation de ces derniers, qui seront de ce fait reconduits au printemps 2021. Ainsi un protocole expérimental (Annexe 10) avait été élaboré, et les placettes insulaires anciennement échantillonnées avaient été recherchées sur le terrain, mais aucune donnée n'a pu être récoltée. Au vu des contraintes et du temps imparti, le défi de ce stage fut donc de trouver une nouvelle approche permettant de traiter des données ayant déjà fait l'objet d'une étude en 2008 (Baumberger 2008) en apportant de nouveaux éléments de réponses concernant l'évolution de la flore insulaire.

1. Introduction générale

La région méditerranéenne en tant que *hot-spot* de biodiversité abrite une exceptionnelle diversité floristique (Médail & Quézel 1997). En effet, alors que la région du bassin méditerranéen représente seulement 1,6 % de la superficie du globe, elle abrite pourtant 10 % de la totalité des plantes supérieures existantes dans le monde, ce qui ne constitue pas moins de 25 000 espèces végétales (Médail & Quézel 1997). Cette remarquable richesse est en partie le fait de conditions abiotiques locales particulières, dont une grande diversité d'habitats avec des faciès pédologiques et édaphiques très variés, mais globalement pauvres en nutriments (Médail 2008). De plus, dans cette région à l'histoire marquée par le pastoralisme, les zones de pâturage modéré abritent une richesse spécifique importante, traduisant l'importance de l'agro-sylvo-pastoralisme (Médail 2008). Cette importante biodiversité s'explique également par des processus écologiques à large échelle, tels que les épisodes paléogéographiques et climatiques (tectonique des plaques, crise de salinité du Messinien, épisodes de glaciations) qui ont fortement influencé les patrons actuels de répartition des végétaux et plus particulièrement des végétaux rares et endémiques, principalement localisés dans quelques hot-spots régionaux, parmi lesquels on retrouve les systèmes insulaires (Médail & Quézel 1997 ; Médail 2008 ; Médail 2013).

Pourtant, au même titre que le reste de la planète, la biodiversité de la région du bassin méditerranéen est menacée. Les scénarios d'évolution de la biodiversité mondiale (Sala *et al.* 2000 ; Pachauri *et al.* 2007) montrent même qu'elle serait parmi les régions les plus affectées par les changements globaux actuels et connaîtrait donc des changements drastiques en termes de biodiversité (e.g. extinction d'espèces) (Blondel & Médail 2005). Le changement climatique, en tant que composante du changement global (Basilico *et al.* 2012), se manifeste en méditerranée par une augmentation des événements extrêmes, avec notamment des sécheresses estivales devenant plus longues et plus intenses, pouvant en plus, être accentuées par une augmentation des températures moyennes (McCarthy *et al.* 2001 ; Moisselin & Dubuisson 2006). Or, le climat méditerranéen est déjà caractérisé par une superposition de la période sèche et de la période chaude en été, induisant des stress hydriques importants pour les espèces animales et végétales accentués par les vents violents (Médail 2008). À cela s'ajoutent diverses pressions anthropiques directes, telles que le changement d'usage des terres, la pollution des milieux naturels ou encore l'urbanisation, qui est très présente en méditerranée (McCarthy *et al.* 2001 ; Basilico *et al.* 2012). Ainsi, l'Homme au travers de ses actions, impacte considérablement la dynamique des écosystèmes, pouvant engendrer des phénomènes de raréfaction ou d'extinction locale d'espèces (Médail 2005). Les activités humaines peuvent

également, indirectement, favoriser certaines populations d'espèces et conduire à leur surabondance.

Une espèce est généralement considérée comme surabondante, lorsqu'elle connaît une explosion démographique, et qu'elle engendre des problèmes environnementaux. Or, le goéland leucophée (*Larus michahellis*) qui présente une grande plasticité écologique ainsi qu'un caractère opportuniste (Ewins *et al.* 1994), a connu un accroissement démographique très important au cours du 20^{ème} siècle dans le bassin méditerranéen, et en France de manière générale. Au début des années 1900, le statut de protection du goéland leucophée, s'est généralisé à l'échelle nationale, impliquant la protection des sites favorables à sa nidification, dont les îles font partie (Camberlein & Floté 1979). À cette composante, s'est ajoutée la mise à disposition par l'Homme de ressources alimentaires, abondantes et faciles d'accès, notamment dans les décharges à ciel ouvert, induisant un essor considérable des populations de goéland leucophée (Furness *et al.* 1992 ; Bosch *et al.* 2000 ; Duhem 2004 ; Otero *et al.* 2015).

Cette augmentation des effectifs de goéland leucophée a d'ailleurs concerné les îles de Marseille (archipels de Frioul et de Riou). Entre le début du 20^{ème} siècle et 2005, les goélands leucophées ont subi une croissance exponentielle passant d'une centaine de couples seulement, à environ 23 000 couples sur ces îles (Tranchant *et al.* 2005) (annexe I). Toutefois, leur population a chuté de moitié entre 2005 et 2010 sur l'ensemble des îles, attestant ainsi, pour la première fois depuis leur établissement, d'une diminution de leur population (Mante *et al.* 2011). Cette même tendance a également été observée entre 2010 et 2015 (Rizet 2015) (annexe I). Cette chute générale des effectifs résulte en grande partie de la fermeture des décharges à ciel ouvert (Guéry 2012), qui s'observe à partir des années 2005, notamment avec la fermeture de la décharge d'Entressen en 2010, qui était l'une des plus grandes d'Europe (Duhem 2004). Il a été montré que la diminution de l'accessibilité aux déchets anthropiques avait un impact négatif sur les populations de goélands en augmentant la compétition intra-spécifique vis-à-vis des ressources alimentaires pour cette espèce (Berger *et al.* 2010).

Les oiseaux marins nicheurs, parmi lesquels figure le goéland leucophée, ont de multiples impacts sur les écosystèmes terrestres. Au travers d'actions physiques, ils tassent le substrat et la végétation en piétinant le sol (Sobey & Kenworthy 1979), mais peuvent également favoriser la dispersion d'espèces végétales (Heatwole & Walker 1989 ; Ellis 2005). D'autre part, ils peuvent avoir des impacts d'ordre chimiques, en déposant du guano qui enrichit le sol en divers éléments (Gillham 1956 ; Otero *et al.* 2015), dont l'azote (Gagnon *et al.* 2013), le phosphore (Otero *et al.* 2015), et conduit à son acidification (Bioret *et al.* 1987 ; Vidal 1998). De ce fait, ceci induit des modifications en cascade en ce qui concerne la structure et la

composition des communautés végétales (Hutchinson 1950 ; Gillham 1956 ; Bioret *et al.* 1987 ; Vidal 1998 ; Médail & Vidal 1998 ; Baumberger *et al.* 2011). Certaines études suggèrent que ces changements induits sur les communautés végétales pourraient être irréversibles, même dans le cadre d'une diminution des populations de goéland leucophée (Bobbink *et al.* 2010). En effet, les divers éléments chimiques peuvent persister dans le sol sur le long terme, c'est notamment le cas du phosphore qui est particulièrement stable et qui peut persister dans le sol durant des siècles (Hogg et Morton 1983 ; Holdaway *et al.* 1999 ; Otero *et al.* 2015). Ainsi, du point de vue de la conservation de la biodiversité, le goéland leucophée est souvent considéré comme une espèce surabondante, ce dernier impactant la composition des communautés végétales, et ayant connu une explosion démographique en France et notamment sur les îles de Marseille (Vidal *et al.* 1998 ; Duhem 2004).

Or, les écosystèmes insulaires connaissent une vulnérabilité accrue face aux perturbations¹ (Médail 2017). La vulnérabilité prend en compte la probabilité d'occurrence d'un événement dangereux et la capacité intrinsèque d'un écosystème donné à y faire face (Kaly *et al.* 2004). En effet, les îles abritent des communautés peu diversifiées par rapport au milieu continental, et des réseaux d'interactions relativement simples (Whittaker & Fernandez-Palacios 2007). De ce fait, les changements touchant les biocénoses et les extinctions d'espèce peuvent conduire à la perte de fonctions écologiques, diminuant la capacité de résilience de ces écosystèmes (Médail 2013). Les îles subissent fréquemment des perturbations liées directement ou indirectement aux activités anthropiques (Blondel 2006 ; Médail 2013) et s'avèrent y être particulièrement sensibles, notamment dans le cas d'introduction d'espèces (Loope & Mueller-Dombois 1989 ; Chapuis *et al.* 1995). Il est admis, d'après la théorie de la biogéographie insulaire de R.H. MacArthur et E.O. Wilson (1967), que la superficie et le degré d'isolement de l'île déterminent les taux d'extinction et les taux de colonisation, structurant ainsi la richesse spécifique, c'est-à-dire le nombre d'espèces présentes sur une île (Médail & Vidal 1998). En effet, plus une île est grande, plus son taux d'extinction est faible, mais cette relation entre la surface de l'île et la richesse spécifique n'est significative que pour les îles de taille relativement importante. Généralement sur les petites îles, soumises à de sévères conditions environnementales, la richesse spécifique est peu expliquée par la surface de l'île, il s'agit de l'effet « petites îles », mis en évidence pour les îles ayant une surface inférieure à 3,5 hectares (Whitehead & Jones 1969). En Méditerranée, l'effet « petites îles » a également été mis en

¹ Une perturbation est définie comme un phénomène qui détruit tout ou une partie de la biomasse d'une plante (Grime 1977). (Exemple : l'herbivorie).

évidence sur les îles de même surface qu'énoncée précédemment (Médail 2013). Toutefois, la topographie des îles n'est pas le seul facteur expliquant la composition des communautés. Les conditions et les perturbations qu'elles endurent sont également des facteurs structurant les communautés végétales. Ainsi, les goélands constituent une pression qui s'ajoute et prend parfois le pas sur les facteurs d'organisation biogéographique des îles (Vidal 1998).

Peu de travaux concernent l'impact des oiseaux marins nicheurs, y compris le goéland leucophaea, sur l'évolution des changements floristiques dans le temps (études diachroniques) sur une période de temps supérieure à 1 - 5 ans (Sobey & Kenworthy 1979). Or, il a été montré que les inventaires séparés par des intervalles d'au moins 10 ans permettent de rendre compte de l'évolution à long terme des communautés végétales et de l'intensité des phénomènes d'extinction et de colonisation des espèces végétales (Vidal 1998). C'est donc dans ce contexte que vient s'ancrer la présente étude qui vise à étudier dans le Parc National des Calanques, l'effet des goélands leucophaea sur la flore insulaire hiérarchisée selon les enjeux de conservation, entre 1997 et 2008. En effet, à notre connaissance, aucune étude n'a investigué les impacts de la perturbation engendrée par les colonies de goélands leucophaea sur la flore en se basant sur ces enjeux de conservation. Les objectifs consistent donc à vérifier les hypothèses suivantes :

- (i) La richesse spécifique a significativement changé sur les placettes des îles de Marseille entre 1997 et 2008 du fait de la perturbation occasionnée par les populations de goélands.
- (ii) Le nombre d'espèces végétales, quel que soit l'enjeu de conservation considéré, résulte essentiellement de la perturbation occasionnée par les goélands qui a un impact négatif, et qui prend le pas sur les facteurs d'organisation biogéographiques (altitude de l'île, surface de l'île, éloignement de l'île au continent) ayant alors un effet moindre.
- (iii) De même, la dynamique dans le temps de ces espèces végétales est également principalement influencée par les goélands.

(iv) Quelles sont les priorités d'actions de gestion des enjeux floristiques pour le maintien et la conservation de ces cortèges, dans un contexte de changements globaux ?

Cette démarche s'inscrit dans les objectifs des parcs nationaux dont le but principal est la conservation efficace de la biodiversité, passant par une identification des espèces pour lesquelles ils ont une responsabilité de protection (Berenger 2018). Les moyens humain et financier constituant une ressource limitée qu'il convient d'optimiser (Besnard et al. 2012), il est nécessaire pour les parcs d'avoir des priorités en termes de gestion. Cette priorisation des actions de gestion est possible grâce à la hiérarchisation des enjeux de conservation établie à

l'échelle locale du territoire du Parc National des Calanques. En effet, il abrite des espèces rares et endémiques (Médail 2017) qui, par définition, courent un risque accru d'extinction à l'échelle spatiale du territoire où elles sont rares (Pimm *et al.* 1988 ; Gaston 1994).

2. Matériels et Méthodes

2.1. Sites d'étude

2.1.1. Situation géographique

Les données de cette étude ont été collectées en 1997 et en 2008. Les relevés de végétation et le recensement des nids de goélands ont été réalisés sur le territoire du Parc National des Calanques (PNCa), sur les îles de Marseille (Figure 1), à savoir sur l'archipel de Riou et l'archipel du Frioul, et sur le continent dans le massif de Marseilleveyre également situé à Marseille. La liste des îles et des îlots échantillonnés ainsi que leur surface, altitude et éloignement au continent, est donnée en annexe (annexe II).

L'archipel de Riou (43°11'27.22" N, 5°21'51.48" E) se situe au sud de Marseille, et se compose de huit îles et îlots principaux, représentant une surface cumulée d'environ 160 hectares. Les sept îles et îlots les plus importants ont été échantillonnés dans cette étude : Riou, Maire, Jarre, Plane, Jarron, Tiboulon de Maire, Grand Congloué. Cet archipel est une propriété du Conservatoire du Littoral depuis 1992, qui a d'abord été classé Réserve Naturelle Nationale en 2003 jusqu'à la création du PNCa en 2012. La pression anthropique sur ces sites est quasiment nulle puisque ces îles sont protégées : le débarquement y est interdit, excepté sur l'île de Riou où seulement une zone restreinte est accessible au public.

Le second archipel considéré est celui du Frioul (43°16'30.20" N, 5°18'12.60" E). Ce dernier est situé à l'ouest et dans la rade de Marseille et compte deux îles et deux îlots, d'une surface cumulée d'environ 170 hectares. Les deux îles les plus importantes (Pomègues et Ratonneau) sont prises en compte dans cette étude. Cet archipel est également la propriété du Conservatoire du Littoral et est géré par le Parc National des Calanques. La présence de l'Homme sur l'archipel du Frioul est relativement ancienne, liée à l'occupation militaire et au pâturage (Cheylan 1985). Cette présence n'a fait que s'accroître jusqu'à nos jours. Aujourd'hui, l'archipel est habité à l'année par quelques centaines d'habitants, mais surtout, est soumis à une très forte influence touristique durant la période estivale (environ 400 000 visiteurs par an) (Herbert 2010).

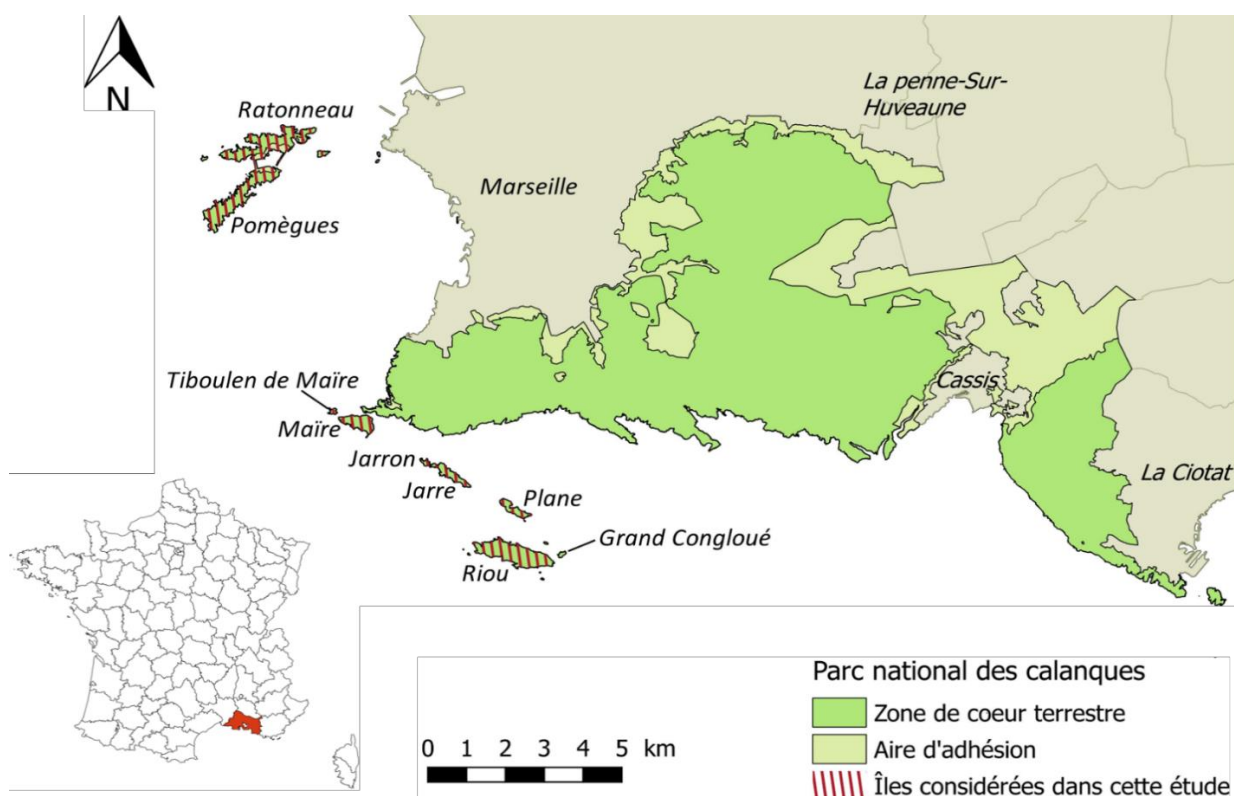


Figure 1 : Localisation des îles de l'archipel de Riou et de l'archipel du Frioul dans le Parc National des Calanques (Bouches-du-Rhône).

2.1.2. Caractéristiques des sites

Les îles de l'archipel de Riou et du Frioul sont des îles continentales qui étaient par le passé, reliées au continent lorsque la mer était environ 120 m plus bas que le niveau actuel. Elles ont ensuite été isolées de celui-ci lors de la dernière transgression marine ayant eu lieu il y a environ 6000 à 8000 ans (Sartoretto *et al.* 1996). Ces archipels marseillais présentent principalement des faciès calcaires d'Urgonien supérieur, avec des faciès dolomitiques rencontrés sur presque toutes les îles (Knoerr, 1960). Ces îles sont donc principalement composées de calcaire compact souvent affleurant. Ainsi, d'un point de vue pédologique, les sols en plus d'être pauvres en nutriments sont souvent également très minces, allant de quelques millimètres et rarement jusqu'à un mètre (Vidal 1998). De plus, ce calcaire rend les échanges d'ions moins faciles entre le sol et les plantes, ce qui constitue une contrainte supplémentaire. Localement, sous strate arbustive ou arborée importante, il est tout de même possible de trouver des sols à humus bruns et des rendzines (Kabouche 1998).

Ces îles se trouvent sous un climat méditerranéen, caractérisé par une sécheresse estivale marquée, concomitante à la période chaude. D'après les données météorologiques fournies par le sémaphore de l'île Pomègues (Frioul, Marseille), la température annuelle moyenne sur les îles est de 15,52 °C, les températures minimales moyennes sont de 12,69 °C et les températures

maximales moyennes de 18,43 °C (tendances estimées sur la période 1975 - 2001). Concernant les précipitations annuelles, elles sont en moyenne de 461,96 mm/an sur les îles, alors qu'elles sont de 554,40 mm/an à Marseille sur le continent (tendances estimées pour la période 1975 - 2001). Il y a donc un déficit hydrique notable par rapport au continent pourtant situé à seulement 1,8 km de la station météorologique. Ces sécheresses importantes sont accentuées par les vents violents, soufflant à plus de 60 km/h, en moyenne 53 jours par an. De plus, le fort ensoleillement et les hautes températures estivales induisent une évaporation considérable. À cela s'ajoute une forte influence des embruns marins qui apportent de l'eau salée lors de vents violents (e.g. Mistral). Ces conditions météorologiques placent les îles de Marseille dans la zone thermo-méditerranéenne, à la limite du semi-aride, et font d'elles le pôle le plus xérique de France (Médail & Vidal 1998). Sous de telles conditions, les précipitations occultes (sous forme de rosée matinale) peuvent potentiellement présenter un apport hydrique non négligeable (Knoerr, 1960).

La flore de ces îles est soumise aux embruns apportés par les vents marins et subit un déficit hydrique important en été. De ce fait, on retrouve des espèces adaptées aux stress halin et hydrique (Knoerr 1960) : elles sont pour la plupart sclérophylles, avec un port en coussinet souvent épineuses et certaines perdent leurs feuilles durant la saison estivale. Ces caractéristiques définissent l'habitat nommé « Phryganes ouest-méditerranéennes des sommets de falaise (*Astragalo-Plantaginetum subulatae*) » correspondant au code 5410 du référentiel d'habitat EUR28. Cet habitat comprend des espèces endémiques ou rares (Devillers *et al.* 1991) les plus typiques sont représentées par *Astragalus tragacantha*, *Thymelaea tartonraira*, et *Plantago subulata* (Devillers *et al.* 1991). Une partie importante de ces formations végétales particulières est considérée d'intérêt communautaire dans la directive habitat 92/43/CEE, du programme d'action communautaire en matière d'environnement de l'Union européenne (1987-1992).

2.2. Enjeux de conservation de la flore terrestre

L'évolution de la flore des îles de Marseille face à la perturbation engendrée par les goélands a déjà fait l'objet de travaux (Vidal 1998 ; Baumberger 2008). Ces études ont mis en évidence les différentes trajectoires évolutives de la flore relativement aux traits biologiques qui leur sont propres (type CSR, Raunkier, etc). Toutefois, aucune étude ne s'est intéressée plus spécifiquement à la flore patrimoniale.

Les communautés végétales étant étudiées dans la présente étude, à l'échelle fine de l'archipel, de l'île, voire même de la placette, il apparaît donc pertinent de considérer

l'information à l'échelle locale, en prenant en compte les enjeux de conservation définis à l'échelle du Parc National des Calanques. Pour définir les enjeux de conservation de la flore terrestre, le PNCa a choisi d'adapter sur son territoire la méthode de hiérarchisation des enjeux de conservation appliquée à la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, par le conservatoire botanique national Méditerranéen (CBNMed) (Le Berre *et al.* 2017). La méthode appliquée au PNCa repose sur quatre critères : le score des espèces à l'échelle régionale², l'indice de responsabilité régionale, la rareté locale (dans la zone d'étude) et l'indice de vulnérabilité (calculé à partir des cotations IUCN des listes rouges régionales et nationales). Le score final varie entre 6 et 25. La méthode de discrétisation se basant sur la valeur moyenne des scores, employée par Le Berre *et al.* (2017) a été utilisée pour déterminer les enjeux de conservation de chaque taxon (faible, moyen, fort et très fort) à l'échelle du Parc National des Calanques (Figure 2). Cette hiérarchisation des enjeux permet de mettre en place des actions de conservation et de suivi adaptés, en tenant compte des menaces pesant sur les différentes espèces à l'échelle locale. Les listes officielles, telles que la liste rouge française, ne permettent pas, à elles seules, de saisir l'information à une échelle aussi fine que celle des archipels ou des îles. Ainsi, les enjeux de conservation définis à l'échelle du PNCa semblent être le critère le plus représentatif et le plus pertinent à utiliser, dans le cadre de cette étude. Les quatre niveaux d'enjeux à savoir, faible, moyen, fort, et très fort, sont donc considérés ici. Pour information, un total de 249 espèces a été observé sur les îles et le continent confondu, 202 de ces espèces ont été observées sur les îles. Parmi celles-ci 33 sont classées à enjeu faible (16,34 %), 131 sont classées à enjeu moyen (64,85 %), 13 sont classées à enjeu fort (6,43 %), 9 sont classées à enjeu très fort (4,45 %) et 16 ne sont pas classées parmi les enjeux (7,92 %).

Tableau 1 : Enjeux de conservation de la flore associés aux scores déterminés par le Parc National des Calanques

Score	Enjeu de conservation
[6 - 9[	Faible
[9 -15[	Moyen
[15 - 18[	Fort
[18 - 25]	Très fort

² Le score des espèces à l'échelle régionale varie entre 3 et 15, il est calculé en sommant la valeur de trois critères, à savoir : la rareté biogéographique, la rareté locale et le facteur de menace pesant sur l'espèce (habitat artificialisé par exemple)

2.3. Protocole expérimental

Soixante-dix-huit placettes ont été définies et échantillonnées lors du premier inventaire de Vidal (1998) et ont été de nouveau échantillonnées lors du second inventaire de Baumberger (2008). Parmi ces placettes, 56 sont réparties sur les îles et îlots considérés, et 22 se trouvent sur le continent. Les placettes continentales sont exemptes de goélands et sont considérées comme un témoin (Vidal 1998). Les placettes ont été structurées comme suit : deux placettes circulaires concentriques, dont une de 500 m² dans laquelle les variables mésologiques et le nombre de nids de goélands sont mesurés et une de 100 m² dans laquelle un inventaire exhaustif des plantes vasculaires est réalisé. Ces relevés sont des données de type présence/absence et ont été réalisés durant le printemps 1997 et 2008, période d'expression de la majorité des espèces représentatives des communautés végétales. Les variables mésologiques récoltées sont les suivantes : l'exposition, l'altitude, la pente, le recouvrement par la roche mère, par les blocs, par les cailloux, par la terre nue, par les ligneux, par les herbacées et le recouvrement total en végétation ainsi que la distance à la mer. Cette dernière conditionne la quantité de sel apportée par les embruns et lors des tempêtes, à la surface du sol (Barbour 1978). Enfin, le nombre de nids de goélands, représentatif de l'intensité de la pression de perturbation occasionnée par ces derniers, est relevé. D'autre part, des variables biogéographiques, telles que la surface de l'île sur laquelle les relevés ont été réalisés, l'éloignement de l'île au continent, et l'altitude maximale de l'île, conditionnant la richesse spécifique d'une île (MacArthur & Wilson 1967), ont également été prises en compte.

2.4. Traitement des données

Les remaniements taxonomiques étant fréquents, avant que les données ne soient traitées le nom de toutes les espèces végétales ont été mis à jour à l'aide du référentiel taxonomique taxREF version 12 (Gargominy *et al.* 2018).

2.4.1. Changements floristiques (Turn-over)

Afin d'étudier les variations du nombre d'espèces par enjeu, à l'échelle de la placette, entre 1997 et 2008, le turn-over est calculé. C'est un indice représentatif des taux de renouvellement des espèces, entre deux dates. La formule du turn-over employée dans cette étude est celle couramment utilisée (Morrison 1997) :

$$Sr = \frac{(I + E)}{t(S1 + S2)} \times 100$$

Cette formule du turn-over (Sr) fait intervenir, le taux d'extinction E (représenté par le nombre d'espèces présentes uniquement lors du premier inventaire en 1997), le taux d'immigration I (le nombre d'espèces présentes uniquement lors du second inventaire en 2008), la richesse spécifique de la placette en 1997 lors du premier inventaire : $S1$, et la richesse spécifique de la placette en 2008, lors du second inventaire : $S2$. Enfin le turn-over prend en compte le temps t écoulé entre les deux inventaires (11 ans). Le turn-over s'exprime en $\%.an^{-1}$, et peut varier de $0 \%.an^{-1}$ (turn-over nul) à $100 \%.an^{-1}$ (turn-over maximal). Une forte valeur de turn-over, traduit d'importants changements, mais n'indique pas le « sens » de ce changement (Baumberger 2008). Cet indice n'indique pas s'il s'agit d'une colonisation ou d'une extinction d'espèces sur les placettes. Toutefois, en regardant la différence entre le nombre d'espèces présent lors du deuxième inventaire et lors du premier inventaire, il est possible de savoir si la placette a connu une perte ou un gain d'espèces. Présenté tel quel cet indice est représentatif des changements floristiques au niveau d'une placette, il s'agit là, de l'approche biogéographique classique (MacArthur & Wilson 1967), mais il peut également être appliqué sous une approche par espèce. Dans ce cas, la variable E correspond au nombre de placettes dans lesquelles l'espèce a disparu entre 1997 et 2008, la variable I correspond au nombre de placettes que l'espèce a colonisé entre 1997 et 2008, $S1$ et $S2$ correspondent respectivement au nombre de placettes occupées par l'espèce en 1997 et en 2008.

2.4.2. Analyses statistiques

Les analyses statistiques des données ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 3.4.2, R Development Core Team, 2005). Pour l'ensemble des analyses statistiques, le seuil de significativité de la p -value a été fixé à 0,05.

Afin de vérifier si le nombre d'espèces pour chaque enjeu (faible, moyen, fort et très fort) avait significativement varié sur les placettes entre 1997 et 2008, des tests de comparaison de moyenne ont été réalisés. Les données d'occurrences ont été récoltées sur les mêmes placettes à différents moments dans le temps, ainsi, ces relevés sont statistiquement appariés. Il a donc été nécessaire lors de la vérification des conditions d'application, de regarder si la différence entre les deux échantillons suivait une loi normale (fonction *shapiro.test* du package *stats*, R Core Team and contributors worldwide). Lorsque les conditions d'applications étaient respectées, des tests paramétriques de Student (fonction *t.test* du package *stats*) étaient réalisés. En revanche, lorsque les conditions n'étaient pas respectées, des tests non paramétriques de Wilcoxon (fonction *wilcox.test* du package *stats*) étaient conduits.

Afin de connaître les variables environnementales ayant un effet sur le nombre d'occurrences d'espèces végétales à enjeu et sur le turn-over de chaque placette, des régressions multiples ont été appliquées. Des régressions linéaires simples (fonction *lm* du package *stats*) ont été appliquées lorsque les conditions d'applications de celles-ci étaient vérifiées, à savoir la normalité des données (test de Shapiro-Wilk comme précédemment) et l'homoscédasticité des variances (à l'aide d'un test de Bartlett avec la fonction *bartlett.test* également du package *stats*). Dans le cas où ces conditions d'applications n'étaient pas respectées, des régressions linéaires généralisées de famille poisson ont été réalisées (fonction *glm* du package *stats*). Dans ce dernier cas, le pseudo R^2 est calculé à l'aide de la formule du R^2 mise au point par McFadden (1974) :

$$Pseudo-R^2 = \frac{Nulle\ déviance - Déviance\ résiduelle}{Nulle\ déviance}$$

Afin de cibler parmi ces variables environnementales significatives celles qui ont le plus d'effet sur le nombre d'occurrences, les variables ont été standardisées (fonction *scale* du package *base*, R Core Team and contributors worldwide). Cela permet *in fine* de proposer aux gestionnaires une feuille de route ou un protocole maximisant la conservation de la biodiversité, en indiquant sur quoi agir en priorité. Pour chaque modèle de régression réalisé, deux types de sélection de variables ont été appliqués. Dans un premier temps, une sélection pas-à-pas manuelle a été effectuée et par la suite, une sélection automatique des variables a été réalisée de trois façons différentes. Répéter la sélection de variables via différentes méthodes, nous permet de maximiser nos chances de choisir le meilleur modèle, avec le meilleur AICc (critère d'information d'Akaike corrigé) (fonction *AICc*, du package *AICcmodavg*, Mazerolle 2006), ce dernier satisfaisant le principe de parcimonie. Les modèles présentés à la suite sont donc ceux apparaissant les plus pertinents sur la base de l'AICc. Afin d'éviter les redondances d'informations dans les modèles de régression linéaire, nous avons au préalable étudié la corrélation des variables entre elles. Lorsque deux variables étaient corrélées à plus de 60 %, nous avons éliminé l'une des deux variables au profit de la plus pertinente en termes d'écologie et d'application de gestion. Pour connaître parmi les variables significatives, celles qui ont le plus d'effet sur le nombre d'occurrences, les variables ont été standardisées (fonction *scale* du package *base*, R Core Team and contributors worldwide). En effet, cette étude est menée à des fins de conservation et de gestion, domaines dans lesquels il est important de savoir sur quoi agir en priorité.

Afin de vérifier statistiquement si le turn-over est significativement différent entre chacune des différentes îles, des analyses de variances et des tests *post hoc* ont été réalisés.

Dans un premier temps, une analyse de variance (fonction *anova* du package, *car*, Fox & Weisberg 2019) a été réalisée. Il a ensuite été nécessaire de vérifier les conditions d'applications de cette analyse de variance, à savoir : la normalité des résidus et l'homogénéité des variances (avec les mêmes fonctions que citées précédemment), l'absence d'autocorrélation entre les résidus (fonction *durbinWatsonTest* du package, *car*) et l'absence de corrélation entre les résidus et la variable réponse (visuellement grâce à la fonction *plot* du package *graphics*, R Core Team and contributors worldwide). Lorsque ces conditions sont respectées, les résultats de l'analyse de variance (*anova*) sont valides. Si ces derniers indiquent que les îles sont globalement différentes entre elles, alors un test *post hoc* de tuckey (fonction *glht*, du package *multcomp*, Hothorn *et al.* 2008) a été réalisé. Ce dernier permet d'identifier les îles entre lesquelles il existe une différence significative en réalisant des comparaisons multiples. Lorsque les conditions d'applications de cette analyse ne sont pas respectées, un test de Kruskal-Wallis a été appliqué (fonction *kruskal.test* du package *stats*) suivi d'un test de Wilcoxon (fonction *pairwise.wilcox.test* du package *stats*) permettant de connaître les paires d'îles significativement différentes entre elles.

Les figures graphiques présentées à la suite ont été réalisées à l'aide des fonctions *plot* et *boxplot* (package *graphics*) et de la fonction *ggplot* (package *ggplot2*, Wickham 2005).

3. Résultats

Au total, 78 placettes ont été traitées dans cette étude, qui ont été échantillonnées une première fois en 1997 et une seconde fois en 2008, parmi celles-ci, on retrouve 56 placettes insulaires et 22 placettes continentales. Au total, 273 espèces végétales ont été observées lors de ces inventaires, île et continent confondu, parmi celles-ci on retrouve 202 espèces sur les îles.

Cette étude ayant pour objectifs d'expliquer les relations entre la dynamique de la flore à enjeu et les variables environnementales, les données ont, dans un premier temps, été considérées dans leur intégralité, c'est-à-dire en considérant à la fois les relevés réalisés sur le continent et ceux réalisés sur les îles. En effet, les colonies de goélands étant notre facteur d'intérêt, et les goélands ne s'établissant que sur les îles et pas sur le continent, la prise en compte du continent permettait d'avoir un référentiel auquel se rapporter. Toutefois, les résultats des analyses préliminaires ont montré que le continent présente d'importantes différences en ce qui concerne la conformation biogéographique (continent versus île). De ce fait, la différence intrinsèque entre l'ensemble des îles et le continent est telle qu'elle masque les potentielles différences plus fines dues aux colonies de goélands. Cette distinction entre île

et continent constitue ici un facteur de confusion qu'il convient d'éviter. En effet, le continent est à la fois exempt de goéland et n'est pas une île, on ne peut donc pas discriminer quel facteur, entre la présence ou l'absence de goélands et les facteurs d'organisation biogéographique, est responsable de la variance observée. C'est pour cette raison que nous avons finalement choisi de comparer seulement les placettes insulaires entre elles et d'exclure les placettes continentales.

3.1. Effet de l'année sur la richesse spécifique

Ce premier tableau (Tableau 2), étant un tableau de synthèse, il inclut les placettes continentales considérées isolément, ce qui permet d'avoir une vue d'ensemble. Par la suite, les résultats se focaliseront sur la flore insulaire uniquement.

Tableau 2 : Comparaison de moyenne du nombre d'espèces végétales par placette entre 1997 et 2008 (test de Student et test de Wilcoxon), pour la flore insulaire à enjeux, $n = 112$, la flore insulaire totale uniquement (tout enjeu confondu), $n = 112$ et pour la flore continentale uniquement, $n = 44$.

	Test réalisé	<i>p-value</i>
Flore insulaire à faible enjeu	Wilcoxon	ns
Flore insulaire à moyen enjeu	Student	***
Flore insulaire à fort enjeu	Wilcoxon	*
Flore insulaire à très fort enjeu	Wilcoxon	**
Flore insulaire (tout enjeu confondu)	Student	***
Flore continentale (tout enjeu confondu)	Student	ns

* = $p\text{-value} < 0,05$; ** = $p\text{-value} < 0,005$; *** = $p\text{-value} < 0,0005$; . = $p\text{-value}$ égale ou proche de 0,05 ; ns = non significatif.

Il est ainsi possible d'observer une différence significative du nombre d'espèces entre 1997 et 2008 pour les espèces à enjeux moyens, fort et très fort ainsi que pour la totalité des relevés insulaires sans distinguer les enjeux (Tableau 2). (Les espèces à fort et très fort enjeu sont listées en annexe VI). Par ailleurs, ces résultats montrent que, contrairement aux placettes insulaires, il n'y a pas de changement significatif du nombre d'espèces sur le continent entre 1997 et 2008.

La figure 2 considère les niveaux pour lesquels une différence significative du nombre d'espèces par placette a été observée entre les deux années. Elle montre le sens de cette différence (augmentation ou diminution).

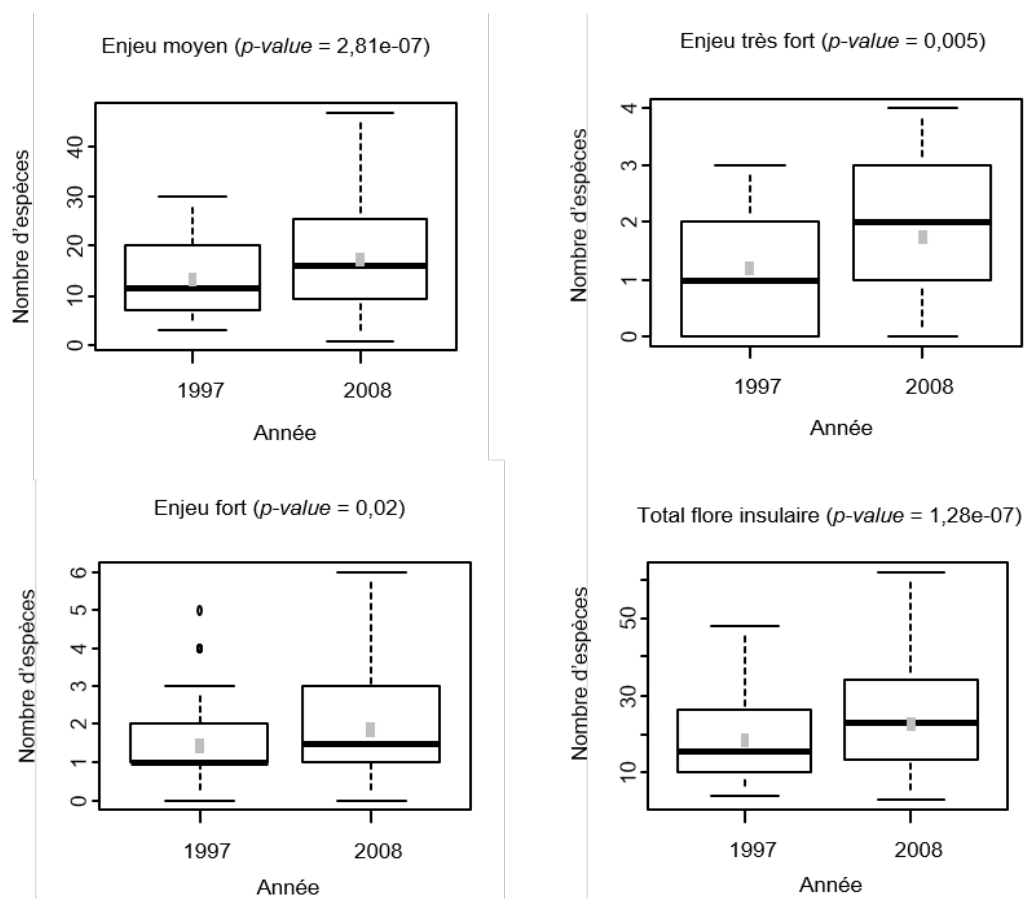


Figure 2 : Comparaison, à l'aide de boîte de moustaches, du nombre d'espèces par placette selon l'année (1997 et 2008) pour les niveaux pour lesquels une différence significative du nombre d'espèces entre 1997 et 2008, a été mise en évidence, $n = 112$. La moyenne est représentée par un carré gris.

Ainsi dans tous les cas considérés, le nombre d'espèces a significativement augmenté entre 1997 et 2008 (Figure 2). En 1997, une placette insulaire contenait en moyenne $18 \pm 1,34$ espèces végétales alors qu'en 2008, elle en contenait en moyenne $24 \pm 1,60$.

3.2. Effet des variables environnementales sur la richesse spécifique

Ces premières observations ont donc permis d'identifier les niveaux d'enjeux pertinents à étudier, à savoir, les enjeux de conservation moyen, fort et très fort établis au niveau du Parc National des Calanques et la flore insulaire totale. Par la suite, nous avons donc cherché à savoir quelles étaient les variables environnementales qui influencent, et favorisent ou non les espèces végétales.

Tableau 3 : Variables explicatives intervenant dans les modèles de régression linéaire retenus pour expliquer le nombre d'espèces par placette (enjeu moyen, enjeu fort, enjeu très fort et flore totale). Parmi toutes les variables explicatives prises en compte, seules les variables ayant un effet significatif sont représentées, leur coefficient associé est mentionné, $n = 112$.

Variables explicatives	Variables réponses							
	Richesse spécifique enjeu moyen		Richesse spécifique enjeu fort		Richesse spécifique enjeu très fort		Richesse spécifique totale	
	<i>p-value</i>	coefficient	<i>p-value</i>	coefficient	<i>p-value</i>	coefficient	<i>p-value</i>	coefficient
Surface de l'île	***	3,39	***	0,45	*	0,25	***	5,59
Altitude de l'île	***	-2,86	ns		ns		**	-3,12
Éloignement de l'île au continent	.		***	-0,36	**	-0,29	*	-2,33
Distance à la mer	*	1,51	ns		ns		*	1,94
Exposition	***	-2,26	ns		ns		**	-2,76
Recouvrement par la roche mère	*	-1,85	**	-0,24	ns		*	-2,3
Recouvrement par les ligneux	.		ns		ns		*	1,94
Recouvrement par les herbacées	*	1,89	ns		ns		*	2,47
Nombre de nids de goélands	***	-2,5	ns		*	-0,22	***	-3,34

* = *p-value* < 0,05 ; ** = *p-value* < 0,005 ; *** = *p-value* < 0,0005 ; . = *p-value* égale ou proche de 0,05 ; ns = non significatif. effet positif effet négatif

Les résultats montrent que parmi toutes les variables significatives et quel que soit l'enjeu de conservation considéré, c'est la surface de l'île qui a l'effet le plus important sur le nombre d'espèces, sauf lorsque l'on considère l'enjeu de conservation très fort, auquel cas c'est l'éloignement de l'île qui a le plus d'effet. La surface de l'île a un effet positif significatif sur la richesse spécifique. Quel que soit l'enjeu considéré, au moins une des variables biogéographiques (surface, éloignement et altitude de l'île) a toujours un effet plus important que l'effet négatif du nombre de nids de goélands sur la richesse en espèces végétales.

Concernant la richesse spécifique de la flore à enjeu moyen, le meilleur modèle retenu montre que la surface de l'île, la distance à la mer et le recouvrement par les herbacées ont un effet positif significatif (*p-value* < 0,05) sur la richesse des espèces à enjeu moyen. De plus l'altitude de l'île, l'exposition, le recouvrement par la roche mère, et enfin le nombre de nids de goélands ont un effet négatif significatif sur la richesse spécifique. Parmi ces variables, celle ayant le plus d'effet sur la richesse spécifique est la surface de l'île. On retrouve ensuite l'altitude de l'île suivie par le nombre de nids de goélands. Ce modèle explique 48,27 % de la variance du nombre d'espèces végétales observée (Annexe IV (A)).

Concernant la richesse en espèces à fort enjeu, le meilleur modèle retenu fait intervenir la surface de l'île qui a un effet positif significatif sur la richesse en espèces végétales à fort enjeu. Il fait également intervenir l'éloignement de l'île au continent et le recouvrement par la roche mère qui ont un effet négatif significatif. Les variables ayant le plus d'effet sur la richesse spécifique sont la surface de l'île suivie par l'éloignement de l'île au continent. Ce modèle explique 25,50 % de la variance du nombre d'espèces à fort enjeu observée (Annexe IV (B)).

Concernant le nombre d'espèces à très fort enjeu, le modèle retenu fait intervenir la surface de l'île qui a un effet positif significatif sur le nombre d'espèces végétales à très fort enjeu. Il fait également intervenir l'éloignement de l'île au continent et le nombre de nids de goélands qui ont un effet négatif significatif sur le nombre d'espèces. Ici, l'effet négatif de l'éloignement de l'île au continent est plus important que l'effet positif de la surface de l'île sur la richesse spécifique. Ce modèle explique 15,55 % de la variance observée (Annexe IV (C)).

Concernant la richesse spécifique totale, le modèle retenu montre que la surface de l'île, la distance à la mer, le recouvrement par les ligneux et le recouvrement par les herbacées ont un effet positif significatif sur la richesse spécifique. De plus, l'altitude de l'île et l'éloignement de l'île au continent, l'exposition, le recouvrement par la roche mère, et le nombre de nids de goélands ont un effet négatif significatif sur la richesse spécifique (Tableau 2). Les variables ayant le plus d'effet sur la richesse spécifique sont la surface de l'île suivie par le nombre de nids de goélands, ce dernier a un effet deux fois moins important que la surface de l'île. Le modèle explique 49,86 % de la variance observée du nombre d'espèces (Annexe IV (D)).

3.3. Différence de turn-over entre les îles

Le turn-over a été calculé pour chaque placette, en considérant les différents enjeux de conservation. Cet indice est représentatif des taux de changements de la flore entre 1997 et 2008, au niveau d'une placette. Dans le cas de cette étude, les plus faibles valeurs de turn-over valent 0 et traduisent une absence de changement, et les plus fortes avoisinent 9 et traduisent de forts changements. Les forts changements reflètent soit une immigration locale d'espèces soit une extinction locale d'espèces. Nous avons vu précédemment quels étaient les enjeux pour lesquels le nombre d'espèces par placette avait significativement augmenté entre 1997 et 2008, nous nous demandons à présent si ces changements sont du même ordre, quelle que soit l'île sur laquelle les relevés ont été réalisés.

Tableau 4 : (A) Résultats des ANOVA ou des tests de Kruskal-Wallis indiquant si le turn-over est significativement différent entre les îles, pour tous les enjeux considérés ainsi que pour la flore totale, $n = 56$. (B) Résultats des tests post-hoc, réalisés lorsque le turn-over est

significativement différent, mettant en évidence les îles pour lesquelles le turn-over est significativement différent entre elles avec leur significativité.

A	<i>p-value</i>	Enjeu moyen	Enjeu fort	Enjeu très fort	Flore totale
		**	ns	ns	***
B	Pomègues - Jarre	ns	ns	ns	*
	Riou - Pomègues	*	ns	ns	**
	Tiboulén de Maire - Pomègues	**	ns	ns	**
	Riou - Ratonneau	*	ns	ns	*
	Tiboulén de Maire - Ratonneau	**	ns	ns	**

* = $p\text{-value} < 0,05$; ** = $p\text{-value} < 0,005$; *** = $p\text{-value} < 0,0005$; . = $p\text{-value}$ égale ou proche de 0,05 ; ns = non significatif.

Les tests d'ANOVA et de Kruskal-Wallis réalisés montrent que le turn-over est significativement différent entre certaines îles lorsque l'on considère la flore insulaire totale ($p\text{-value} = 0,0002$) et la flore à enjeu moyen ($p\text{-value} = 0,0008$). En revanche le turn-over n'est pas significativement différent entre les îles lorsque l'on considère la flore à fort enjeu ($p\text{-value} = 0,2175$) et à très fort enjeu ($p\text{-value} = 0,0967$) (Tableau 4). Concernant la flore à enjeu moyen, les couples d'îles entre lesquelles le turn-over est significativement différent sont Riou - Pomègues, Tiboulén de Maire - Pomègues, Riou - Ratonneau, Tiboulén de Maire - Ratonneau. En ce qui concerne la flore insulaire totale, on retrouve les mêmes couples d'îles que précédemment, mais aussi le couple Pomègues - Jarre. Les graphiques représentant les valeurs moyennes de turn-over associées à chaque île (Annexe VII) confirment ces observations, ils permettent également de constater que les îles de l'archipel du Frioul, à savoir Pomègues et Ratonneau se distinguent des îles de l'archipel de Riou. Les îles de Pomègues et Ratonneau présentent des valeurs de turn-over nettement inférieures à celles des îles de l'archipel de Riou.

3.4. Effet des variables environnementales sur les turn-over

Dans un second temps, nous avons voulu voir quelles sont les variables environnementales qui influencent les valeurs de turn-over.

Tableau 5 : Variables explicatives intervenant dans les modèles de régression linéaire retenus pour expliquer le turn-over par placette pour les enjeux moyen, fort, très fort et pour la flore totale. Parmi toutes les variables explicatives prises en compte, seules les variables ayant un effet significatif sont présentées, leur coefficient associé est mentionné, $n = 56$.

Variables explicatives	Variables réponses							
	Turn-over espèces à enjeu moyen		Turn-over espèces à fort enjeu		Turn-over espèces à très fort enjeu		Turn-over flore totale	
	<i>p-value</i>	coefficient	<i>p-value</i>	coefficient	<i>p-value</i>	coefficient	<i>p-value</i>	coefficient
Surface de l'île	***	-0,8	*	-1,05	ns		***	-0,89
Altitude de l'île	**	0,56	ns		ns		*	0,46
Recouvrement par les ligneux	ns		***	1,57	ns		ns	
Nombre de nids	ns		ns		*	1	ns	

* = *p-value* < 0,05 ; ** = *p-value* < 0,005 ; *** = *p-value* < 0,0005 ; . = *p-value* égale ou proche de 0,05 ; ns = non significatif. effet positif effet négatif

Concernant le turn-over par placette pour les espèces à enjeu moyen, le modèle retenu explique 31,47 % de la variance observée (Annexe VIII (A)). Les résultats de ce modèle montrent que la surface de l'île a un effet négatif significatif sur le turn-over et que l'altitude de l'île a un effet positif significatif sur le turn-over par placette. Parmi ces variables ayant un effet significatif, les coefficients des variables informent que c'est la surface de l'île qui a l'effet le plus important sur le turn-over, suivis par l'altitude de l'île.

En ce qui concerne le turn-over par placette pour les espèces à fort enjeu, le modèle retenu explique 33,21 % de la variance du turn-over observée (Annexe VIII (B)). Les résultats montrent que la surface de l'île a un effet négatif significatif sur le turn-over et que le recouvrement par les ligneux a un effet positif significatif sur le turn-over. Dans ce cas, c'est la variable recouvrement par les ligneux qui a le plus d'effet sur le turn-over par placette.

Concernant le turn-over par placette pour les espèces à très fort enjeu, le modèle retenu explique 13,24 % de la variance observée (Annexe VIII (C)). Dans ce modèle seul le nombre de nids de goélands a un effet positif significatif sur le turn-over par placette.

En ce qui concerne le turn-over par placette pour toutes les espèces (sans distinguer les enjeux), le modèle retenu explique 25,95 % de la variance du turn-over observée (Annexe VIII (D)). Les résultats montrent que la surface de l'île a un effet négatif significatif sur le turn-over et que l'altitude de l'île a un effet positif significatif sur le turn-over. Ici, c'est une nouvelle fois la surface de l'île qui a le plus d'effet sur le turn-over.

4. Discussion

Les résultats ont montré que le nombre total d'espèces végétales, ainsi que le nombre d'espèces à moyen, fort et très fort enjeu de conservation, ont significativement augmenté sur

les placettes insulaires entre 1997 et 2008. Les analyses ont également montré que ce sont les variables biogéographiques, et en particulier la surface de l'île qui influence principalement la richesse spécifique et la dynamique de la végétation sur les placettes insulaires. Le nombre de nids, lorsqu'il influence la richesse et la dynamique de la végétation, n'a pas l'effet le plus important.

4.1. Variation du nombre d'espèces par placette entre 1997 et 2008

Les premiers résultats montrent que le nombre d'espèces végétales a significativement changé sur les placettes insulaires entre 1997 et 2008, ce qui n'est en revanche pas le cas des placettes continentales, ces dernières semblent présenter une certaine inertie au niveau de la dynamique de la végétation. En effet, la dynamique sur le continent est souvent plus stable que sur les îles, car ce dernier présente une plus grande diversité d'habitats, abrite des réseaux d'interactions plus complexes et une richesse spécifique plus importante (Blondel 1995). Les changements observés sur les placettes insulaires concernent la flore à moyen, fort et très fort enjeu et la flore totale. Pour tous ces niveaux, le nombre d'espèces au sein des placettes est significativement plus important en 2008 qu'en 1997.

Cette augmentation du nombre d'espèces concernant les différents enjeux laisse supposer que les espèces d'intérêt patrimonial ont suivi la même dynamique que le reste de la flore. Ces résultats valident l'hypothèse (i), puisque le nombre d'espèces par placette a significativement changé, plus précisément, les placettes insulaires se sont enrichies en espèces végétales. Plusieurs raisons peuvent expliquer cet enrichissement en espèces, il est possible de suggérer que l'augmentation du nombre d'espèces s'inscrit dans une dynamique de résilience dans le cadre de la diminution de la pression de perturbation engendrée par les goélands leucophées. En effet, après avoir connu une croissance exponentielle, les goélands leucophées ont vu leur effectif diminuer fortement à partir de 2005 sur les îles de Marseille (Mante *et al.* 2011) (Annexe 1). Les goélands des îles de Marseille ont fait l'objet de campagnes annuelles de stérilisation des œufs depuis 2006 (Mante *et al.* 2011) (Annexe I). Il est important de mentionner que ces actions n'ont pas pour but d'agir sur la dynamique démographique des goélands, mais de limiter localement les impacts sur la végétation en limitant l'apport de guano. Duhem (2004) a montré qu'il semble que seule la fermeture des décharges à ciel ouvert ait un effet à long terme sur les populations de goélands. En 2012, un léger effet négatif de la stérilisation des pontes était observé sur le nombre de goélands sur l'archipel de Riou, mais pas sur l'archipel du Frioul (Guéry 2012).

Nos données ne permettent pas de se prononcer quant à l'existence d'un potentiel de résilience de la flore, mais d'après certaines études, les impacts chimiques engendrés par les goélands sur les sols, pourraient être considérés comme irréversibles (Bobbink *et al.* 2010), notamment à cause du phosphore qui persiste dans le sol sur le long terme, pendant des dizaines d'années (Hogg & Morton 1983 ; Otero *et al.* 2015) voire même pendant des centaines d'années (Holdaway *et al.* 1999). Toutefois, l'intensité des impacts chimiques et leurs conséquences sur le long terme sont variables en fonction de divers paramètres, tels que la densité d'oiseaux marins qui conditionne la quantité de guano apportée (Garcia *et al.* 2002 ; Ellis 2005). Ainsi, des régions ayant été occupées par de faibles densités d'oiseaux marins ont plus de chances de se régénérer que des régions ayant été soumises à de fortes densités d'oiseaux. Les fortes densités d'oiseaux marins peuvent conduire à un appauvrissement de la richesse végétale (Paradis & Lorenzoni 1996) et aller jusqu'à une élimination totale de la végétation (Gillham 1956) et une érosion du sol, notamment sur les îlots, où la roche mère apparaît rapidement à nue, auquel cas la résilience semble compromise (Bioret 1991). Effectivement, le sol permet la mise à disposition d'éléments nutritifs indispensables à la croissance des végétaux (Bardgett 2005). Or, la mise en place d'un sol fonctionnel avec sa biodiversité résulte d'un long processus.

De même, les conséquences de la perturbation engendrée par les oiseaux marins sont variables en fonction du climat sous lequel cette pression s'opère. Dans les régions au climat humide, les précipitations fréquentes lessivent en partie le guano du sol (Burger *et al.* 1978). En revanche, dans les régions plus sèches telles que la méditerranée, où le climat est caractérisé par des précipitations faibles, les éléments issus du guano présents dans les sols ne sont pas ou très peu lessivés et peuvent donc persister dans le sol plus longtemps. Ainsi, dans certains cas, une régénération et une recolonisation par la végétation initiale ont été observées, sur des îles bretonnes (Bioret 1991), et au Canada (Hogg & Morton 1983), respectivement deux et quatre ans après l'abandon de ces sites par les goélands. Ceci argumente en faveur d'une possible réversibilité de ce processus de dégradation, mais uniquement sous certaines conditions. Dans le cas de cette étude qui a été menée en région méditerranéenne, le climat est sec et les sols relativement minces. De plus, les densités de goélands sur les îles de Marseille ont atteint 69 couples par hectare en moyenne, en 2005, et atteignaient localement presque 150 couples de goélands par hectare, sur l'île Plane par exemple (données du Conservatoire Études des Écosystèmes de Provence : CEEP). Ainsi, sous de telles conditions, le potentiel de résilience de la flore semble compromis, du moins sur un pas de temps aussi court, mais il est possible de relativiser ces observations car aucune disparition notable d'espèces à fort ou très fort enjeu n'a été observée en 2008 (Annexe 6).

Il est également possible que des facteurs autres que les populations de goélands déterminent la richesse et la dynamique de la flore, et plus particulièrement de la flore à enjeu. On peut par exemple citer les variations climatiques inter-annuelles, fréquentes sous climat méditerranéen. Il s'avère que, d'après les données de la station météo de Marseille Marignane (Annexe III), l'année 1997 a connu un printemps très sec. Ces conditions étant peu favorables à l'expression de l'ensemble des espèces végétales (en particulier les annuelles printanières), une bonne partie des espèces n'ont pas pu s'exprimer en 1997, expliquant ainsi la diversité spécifique plus faible qu'en 2008 qui a connu un printemps plutôt pluvieux. De plus, parmi les espèces à fort et très fort enjeu, presque la moitié d'entre elles sont des thérophytes (Annexe IV), dont le nombre à l'échelle de toutes les îles est plus important en 2008 qu'en 1997. Ces observations sont concordantes aux résultats de Baumberger (2008) qui a montré une nette augmentation des thérophytes en considérant la flore totale, entre 1997 et 2008. Il est donc envisageable que les thérophytes aient peu germées en 1997 à cause du manque d'eau (Del Cacho *et al.* 2012), et soient sous-représentées cette année-là, empêchant peut-être la détection de certaines espèces. Concernant les espèces vivaces telles que les chaméphytes, aucun patron clair ne se dégage concernant leur évolution entre 1997 et 2008 (Annexe IV), de plus, les effets de la sécheresse printanière n'auraient pas pu être observés immédiatement en 1997. Néanmoins, il est possible de suggérer que cette sécheresse a eu un effet sur la germination et le recrutement de ces espèces. En effet, les annuelles ont un temps de réponse très court comparativement aux espèces vivaces, qui sont établies durant plusieurs années et dont les impacts des stress et perturbations ne sont visibles que sur le long terme (Krauss *et al.* 2004) ou au travers du recrutement. Pour connaître la dynamique des espèces vivaces, il est nécessaire de faire des suivis fréquents sur le long terme et de s'intéresser au recrutement, pour cela il ne faudrait pas seulement considérer la présence de ces espèces sur les placettes, mais collecter des données d'abondances.

4.2. Effet des variables environnementales sur le nombre d'espèces

Les analyses testant l'influence des variables environnementales sur la richesse en espèce à enjeu ont montré que la richesse spécifique est principalement influencée par la surface de l'île et par l'éloignement de l'île au continent. Le nombre de nids de goélands a également un effet considérable sur la richesse spécifique, mais cet effet est moins important que celui de la surface de l'île ou de l'éloignement de l'île. Ainsi, il est possible de suggérer que les variables biogéographiques jouent un rôle majeur dans l'organisation des phytocénoses. Ces facteurs d'organisation à large échelle semblent influencer majoritairement la richesse spécifique d'une

placette, et prédominer sur les facteurs s'opérant à l'échelle locale, tels que la perturbation occasionnée par les populations de goélands.

Concernant la nature de ces effets, les résultats ont mis en évidence que plus l'éloignement de l'île au continent est important, au plus le nombre d'espèces est faible. De même, plus la surface de l'île est importante au plus le nombre d'espèces sur une placette est important. Ces résultats sont concordants avec la théorie de la biogéographie insulaire qui a depuis longtemps été éprouvée. D'après cette théorie (MacArthur & Wilson 1967), la surface d'une île et son éloignement au continent conditionnent sa richesse spécifique. Le continent est considéré comme un réservoir d'espèces et l'éloignement de l'île au continent influence le taux de colonisation. Ainsi au plus une île est éloignée du continent, au plus le taux de colonisation est faible et au plus sa richesse spécifique est supposée faible. Par ailleurs, la superficie de l'île influence le taux d'extinction des espèces, au plus une île est grande au plus son taux d'extinction est faible et plus sa richesse spécifique est supposée importante (MacArthur & Wilson 1967). La superficie de l'île conditionne également le nombre d'habitats, et ce dernier joue un rôle clé sur la richesse spécifique (Médail et Vidal 1998).

À ce contexte biogéographique à l'effet prédominant, s'ajoute la pression engendrée par les goélands qui vient modifier la richesse végétale, mais sans prendre le pas sur ces facteurs biogéographiques. Cette pression biotique résultant indirectement des activités humaines vient donc altérer les phytocénoses des îles. Nous avons observé que le nombre de nids de goélands influence négativement la richesse spécifique végétale, cette observation va dans le même sens que les conclusions tirées par Baumberger (2008). Ainsi ces conclusions sont en accord avec les études traitant de ce sujet et mettant en évidence un impact négatif des goélands sur la richesse floristique et sur la structure des communautés végétales (Gillham 1959 ; Sobey & Kenworthy 1979 ; Buckacinski *et al.* 1994 ; Paradis & Lorenzoni 1996 ; Vidal 1998 ; Ellis 2005). Ainsi, l'hypothèse (ii) n'est validée qu'en partie, puisque la richesse spécifique est principalement influencée par les variables biogéographiques et plus précisément par la surface de l'île, plutôt que par le nombre de nids de goélands comme cela était attendu. Toutefois, nous notons que le nombre de nids de goélands a effectivement un effet négatif significatif sur la richesse spécifique.

4.3. Effet des variables environnementales sur la dynamique de la végétation (turn-over)

Les résultats des régressions réalisées ont montré que pour la plupart des niveaux considérés, ce sont les variables biogéographiques et notamment la surface de l'île et l'altitude de l'île qui conditionnent en grande partie la dynamique des espèces végétales (Tableau 5), le nombre de

nids de goélands n'a un effet significatif que sur la dynamique de la flore à très fort enjeu. Il serait alors possible de suggérer que la flore à très fort enjeu est plus sensible à la pression occasionnée par les goélands. L'hypothèse (iii) est donc invalidée, puisque pour la plupart des enjeux, ce sont une fois de plus les variables biogéographiques qui sont responsables de la dynamique de la végétation. Une exception est observée pour la flore à très fort enjeu dont la dynamique est exclusivement expliquée par le nombre de nids de goélands.

Le turn-over moyen par île, présente des valeurs significativement différentes entre certaines îles, ainsi qu'entre les archipels lorsque l'on considère la flore à enjeu moyen et la flore totale (Tableau 4 et Annexe VII). C'est notamment le cas des îles de Pomègues et Ratonneau appartenant à l'archipel du Frioul qui présentent des valeurs de turn-over nettement inférieures à celles des îles de l'archipel de Riou (Annexe VII). Ces différences s'expliquent par l'effet négatif important de la surface de l'île sur le turn-over et par l'effet positif de l'altitude de l'île (Tableau 5). En effet, les îles de Pomègues et Ratonneau sont parmi les plus grandes îles de cette étude (respectivement 89 et 95 hectares) (Annexe II). Or, au plus une île est grande au plus le turn-over est faible (MacArthur & Wilson 1967), autrement dit, la dynamique de la végétation y est moins importante que sur les petites îles. Nos résultats sont donc en accord avec la littérature et confirment les observations de Vidal (1998) qui a montré que le turn-over moyen à l'échelle de l'île est corrélé avec la surface de l'île.

Cependant, l'île de Riou, qui est aussi une des plus grandes îles de cette étude, présente un turn-over significativement plus important que celui des îles de Ratonneau et Pomègues (Tableau 4) (Annexe VII). Cette différence peut d'une part être mise en lien avec l'ancienneté de l'occupation des îles par les goélands. En effet, les archipels n'ont pas enduré la même pression engendrée par les goélands, l'archipel de Riou a été colonisé bien avant l'archipel du Frioul (Vidal 1998). Les goélands se sont établis sur l'archipel de Riou dans les années 1900, alors qu'ils ont colonisé l'archipel du Frioul seulement dans les années 1980 (Mante *et al.* 2011), l'archipel de Riou a donc enduré une pression des goélands depuis plus longtemps (Vidal 1998). Afin d'avoir un ordre d'idée, on dénombrait environ 300 couples sur l'archipel du Frioul en 1980, alors qu'on en comptait déjà presque 6 000 sur l'archipel de Riou (Launay 1983). D'autre part, cette différence peut s'expliquer par la densité moyenne de goélands, qui était plus importante sur l'archipel de Riou. À titre informatif, la densité moyenne de goélands sur l'archipel de Riou était de 74 couples par hectares en 2000, alors qu'elle était de 25 couples par hectares sur l'archipel du Frioul la même année (Données du CEEP). Ainsi, il est possible de suggérer que l'intensité des changements floristiques est dépendante de l'intensité et de l'ancienneté de la pression occasionnée par les goélands (Baumberger 2008).

Par ailleurs, concernant l'effet de la surface de l'île, son interprétation est soumise à caution, car seulement un ou deux relevés ont été réalisés sur les très petites îles (Annexe VII). Or le turn-over par placette est très variable entre différentes placettes au sein d'une même île (Annexe IX), les quelques relevés ne sont donc peut-être pas assez représentatifs, ce qui peut constituer un biais. Cette différence de turn-over entre placettes d'une même île témoigne de l'existence de facteurs ayant un effet à une échelle fine. Il est par exemple possible de constater que lorsque l'on considère la flore à fort enjeu, le recouvrement par les ligneux a un effet positif significatif sur le turn-over. En considérant la flore à très fort enjeu, le nombre de nids de goélands présent sur une placette, influence significativement le turn-over de la végétation de cette placette. Au plus, le nombre de nids de goélands est important au plus les changements au niveau de la dynamique des espèces à très fort enjeu sont importants (sans pouvoir distinguer qu'il s'agisse de colonisation ou d'extinction d'espèces). Vidal (1998) et Baumberger (2008) ont montré que les goélands sont responsables de l'enrichissement des placettes en espèces végétales à durée de vie brève, nitrophiles et rudérales, mais suggèrent que les goélands sont aussi responsables de l'appauvrissement des placettes en espèces longévives et adaptées au stress. En effet, nous avons vu précédemment que le nombre de nids de goélands a un impact négatif sur la richesse spécifique. Nous pouvons donc supposer que les goélands sont plutôt responsables d'extinction d'espèces et dans une moindre mesure de colonisation d'espèces.

Les valeurs de turn-over témoignant d'une dynamique au niveau de la richesse spécifique sur de nombreuses placettes, nous nous sommes donc intéressés de plus près aux espèces à fort et très fort enjeu dont le nombre a changé entre 1997 et 2008 (Annexe VI). Il s'avère que parmi les espèces à fort enjeu, les espèces ayant le plus diminué sont *Pallenis maritima* et *Ephedra distachya*, et les espèces ayant le plus augmenté sont *Lotus edulis* et *Erodium chium*. Parmi les espèces à très fort enjeu, la seule espèce ayant diminué est *Limonium pseudominutum* et celles qui ont le plus augmenté sont *Senecio leucanthemifolius* et *Sedum litoreum*. Cela met en évidence que les espèces qui ont le plus augmenté sont toutes des thérophytes (d'après la classification de Raunkier 1934), à savoir des plantes annuelles (Annexe VII). En revanche, celles qui ont le plus diminué sont des chaméphytes (Raunkier 1934), des nanophanérophytes et des hémicryptophytes, autrement dit des plantes vivaces. Ces observations vont dans le sens des conclusions tirées par Baumberger (2008) qui a montré que sous l'influence des populations de goélands les placettes se sont enrichies en espèces annuelles à cycle de vie court, au détriment des chaméphytes qui sont des espèces vivaces. Effectivement, les espèces annuelles au cycle de vie rapide sont adaptées pour faire face aux milieux

changeants (Grime 1977), expliquant ainsi leur augmentation lorsque le milieu est soumis à la pression des goélands.

Nous constatons que les espèces annuelles qui ont augmenté sont pour la plupart des espèces stress-rudérales (Annexe VII), c'est-à-dire des espèces adaptées à un niveau intermédiaire de stress et de perturbation (Grime, 1977). Alors que les espèces vivaces qui ont diminué sont plutôt des espèces strictement tolérantes au stress. En effet, la stratégie stress-rudérale, semble être la plus viable dans cet environnement soumis à la pression des goélands, qui constitue un stress³ au travers de l'enrichissement excessif du milieu en divers éléments chimiques, mais aussi une perturbation au travers du piétinement et de l'arrachage de la végétation.

5. Conclusion

Dans un contexte d'érosion de la biodiversité, il est nécessaire d'identifier les espèces patrimoniales et d'identifier leur vulnérabilité face aux diverses perturbations qu'elles peuvent rencontrer afin de pouvoir les protéger au mieux (Lavergne 2003). La prise en compte dans cette étude des enjeux de conservation déterminés à l'échelle du Parc National des Calanques a permis de se focaliser sur les espèces menacées à l'échelle locale, pour lesquelles le parc a une responsabilité de protection (Berenger 2018). Les listes officielles, telles que les listes rouges régionales et nationales alertent sur le risque d'extinction d'une espèce à large échelle (Keller & Bollmann 2004), mais pas à l'échelle locale d'un petit territoire (Berenger 2018).

Cette étude a donc permis de mettre en évidence que les assemblages et la dynamique de la flore à enjeu du Parc National des Calanques résultent principalement des facteurs biogéographiques constituant un facteur d'organisation à large échelle, mais à cela s'ajoute également des facteurs locaux tels que la pression engendrée par les goélands. Cette dernière constitue un stress et une perturbation modifiant significativement les patrons de végétation, mais qui ne semble pas prendre le pas sur les facteurs biogéographiques. À cela s'ajoutent les variations climatiques pouvant modifier l'expression des espèces annuelles notamment. Ceci prouve l'importance d'une prise en compte globale des différents facteurs environnementaux, et de leurs possibles interactions complexes. Finalement, pour pouvoir intégrer au mieux ces facteurs en vue de la conservation des espèces à enjeu il est nécessaire de faire des suivis fréquents et réguliers, rendant compte des changements entre années. Il est également nécessaire de mettre en place des suivis adaptés aux caractéristiques biologiques des espèces,

³ Un stress se définit comme un facteur restreignant la productivité de biomasse d'un individu (Grime 1977). (Exemple : stress hydrique)

en l'occurrence réaliser des suivis fréquents pour les annuelles et suivre les espèces vivaces en étudiant le recrutement et la survie des jeunes individus. Cette étude a mis en évidence que le nombre d'espèces à très fort enjeu par placette est négativement corrélé au nombre de nids de goélands. Il est donc particulièrement important de s'intéresser aux espèces à très fort enjeu qui ont diminué entre 1997 et 2008, telles que *Limonium pseudominutum* qui est une espèce endémique. Or, il est généralement démontré que les espèces rares, établies en petites populations ou à aire de répartition restreinte, telles que les endémiques courent un risque accru d'extinction à l'échelle spatiale du territoire où elles sont rares (Pimm *et al.* 1988 ; Gaston 1994). Les espèces rares ont donc une place importante en biologie de la conservation (Blondel 1995).

Références Bibliographiques

- Barbour, M. G., 1978. Salt spray as a micro-environmental factor in distribution of beach plants at point reyes, california. *Oecologia*, **32**(2), pp. 213-224.
- Bardgett, R., 2005. *The biology of soil: a community and ecosystem approach*. Oxford university press, Oxford, 242 p.
- Basilico, L., Mojaïsky, M., & Imbard, M., 2012. Changement climatique et littoral méditerranéen : comprendre les impacts, construire l'adaptation. Synthèse des programmes de recherche CIRCLE-Med 2008-2011, 62 p.
- Baumberger, T., 2008. Étude diachronique de l'impact des goélands leucophées sur les communautés végétales des îles de Marseille. (mémoire) Université d'Aix-Marseille.
- Baumberger, T., Affre, L., Torre, F., Vidal, E., Dumas, P., & Tatoni, T., 2011. Fine scale and diachronic study of the effects of seabird colonies on islands vegetation changes. **Université Paul Cézanne d'Aix-Marseille III**.
- Berenger, M., 2018. Élaboration d'une méthode de hiérarchisation de la flore à l'échelle locale et de numérisation automatique de falaises. (Mémoire), Université d'Aix-Marseille.
- Berger, G., Bonnaud, E., Legrand, J., & Duhem, C., 2010. Surveillance et gestion des populations de goélands leucophée (*Larus michahellis*) des îles d'Hyères. DREAM, Rapport Parc national de Port-Cros, 27 p.
- Besnard, A., Jailloux, A., & Chiffard, J., 2012. Etat des lieux des opérations de collecte de données à visées scientifiques conduites dans les parcs nationaux français. Rapport final d'étude, Parc Nationaux de France, 49 p.
- Biolet, F., Bouzillé, J-B., & Godeau, M., 1987. Exemples de gradients de transformation de la végétation de quelques îlots de deux archipels armoricains. Influence des zoopopulations. In : *Actes du Colloque Phytosociologiques : Phytosociologie et conservation de la nature*, Strasbourg, **15**, pp. 509-531.
- Biolet, F., 1991. Impact des oiseaux marins sur la végétation phanérogame des îlots du littoral breton. Groupement d'intérêt scientifique oiseaux marins, pp. 26-31.
- Blondel, J., 1995. Du théorique au concret : la biologie de la conservation. *Nature, Sciences, Sociétés*, **3**, pp.10-18.
- Blondel, J., & Médail, F., **2005**. Threats to biodiversity in the Mediterranean region. In Woodward, J.C. (ed.), *The Physical Geography of the Mediterranean Basin*, Oxford, 328 p.

- Blondel, J., 2006. The 'Design' of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period. *Human ecology*, **34**, pp. 713-729.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M. *et al.*, 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological applications*, **20**(1), pp. 30-59.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F. J., & Zabala, M., 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. *Journal of Applied Ecology*, **37**(2), pp. 369-385.
- Buckacinski, D., Rutkovska, A., & Bukacinska, M., 1994. The effect of nesting black-headed gulls (*Larus ridibundus*) on the soil and vegetation of a Vistula river island, Poland. *Annales Botanici Fennici*, **31**, pp. 233-243.
- Burger A.E., Lindeboom H.J. & Williams A.J., 1978. The mineral and energy contributions of guano of selected species of birds to the Marion Island terrestrial ecosystem. *South African Journal of Antarctic Research*, **8**, pp. 59-70.
- Camberlein, G., & Flotté, D., 1979. Le Goéland argenté en Bretagne. Étude démographique et gestion de population. *Penn ar Bed*, Brest, **12**(98), pp. 89-115.
- Chapuis, J. L., Barnaud, G., Bioret, F., Lebouvier, M., & Pascal, M., 1995. L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises. *Nature Sciences Sociétés*, **3**, pp. 51-65.
- Cheyland, G., 1985. Présentation des îles provençales. In *Les Oiseaux marins nicheurs du midi et de la Corse*. Annales du C.R.O.P, Aix-en-Provence, 84 pp.
- Del Cacho, M., Saura-Mas, S., Estiarte, M., Peñuelas, J., & Lloret, F., 2012. Effect of experimentally induced climate change on the seed bank of a Mediterranean shrubland. *Journal of Vegetation Science*, **23**(2), pp. 280-291.
- Devillers, P., Devillers-Terschuren, J., & Ledant, J. P., 1991. CORINE biotopes manual. *Habitats of the European Community*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, p. 685.
- Duhem, C., 2004. Goélands surabondants et ressources alimentaires anthropiques : cas des colonies insulaires de goélands leucophées du littoral provençal. Thèse, Écologie, Environnement, Université d'Aix-Marseille 3, 196 p.
- Ellis, J. C., 2005. Marine birds on land: a review of plant biomass, species richness, and community composition in seabird colonies. *Plant Ecology*, **181**(2), pp. 227-241.
- Ewins, P. J., Weseloh, D. V., Groom, J. H., Dobos, R. Z. & Mineau P., 1994. The diet of Herring Gulls (*Larus argentatus*) during winter and early spring on the lower Great Lakes. *Hydrobiologia*, **279**(1), pp. 39-55.
- Furness, R. W., Ensor, K., & Hudson, A.V., 1992. The use of fishery waste by gull populations around the British Isles. *Ardea*, **80**(1), pp. 105-113.
- Fox, J., & Weisberg, S., 2019. *An R Companion to Applied Regression*, Third Edition, Sage, p. 608.
- Gagnon, K., Rothäusler, E., Syrjänen, A., Yli-Renko, M., & Jormalainen, V., 2013. Seabird guano fertilizes Baltic Sea littoral food webs. *PLOS ONE*, **8** (4), 10 p.
- García, L.V., Marañón, T., Ojeda, F., Clemente, L., Redondo, R., 2002. Seagull influence on soil properties, chenopod shrub distribution, and leaf nutrient status in semi-arid Mediterranean islands. *Oikos*, **98**, pp. 75-86.

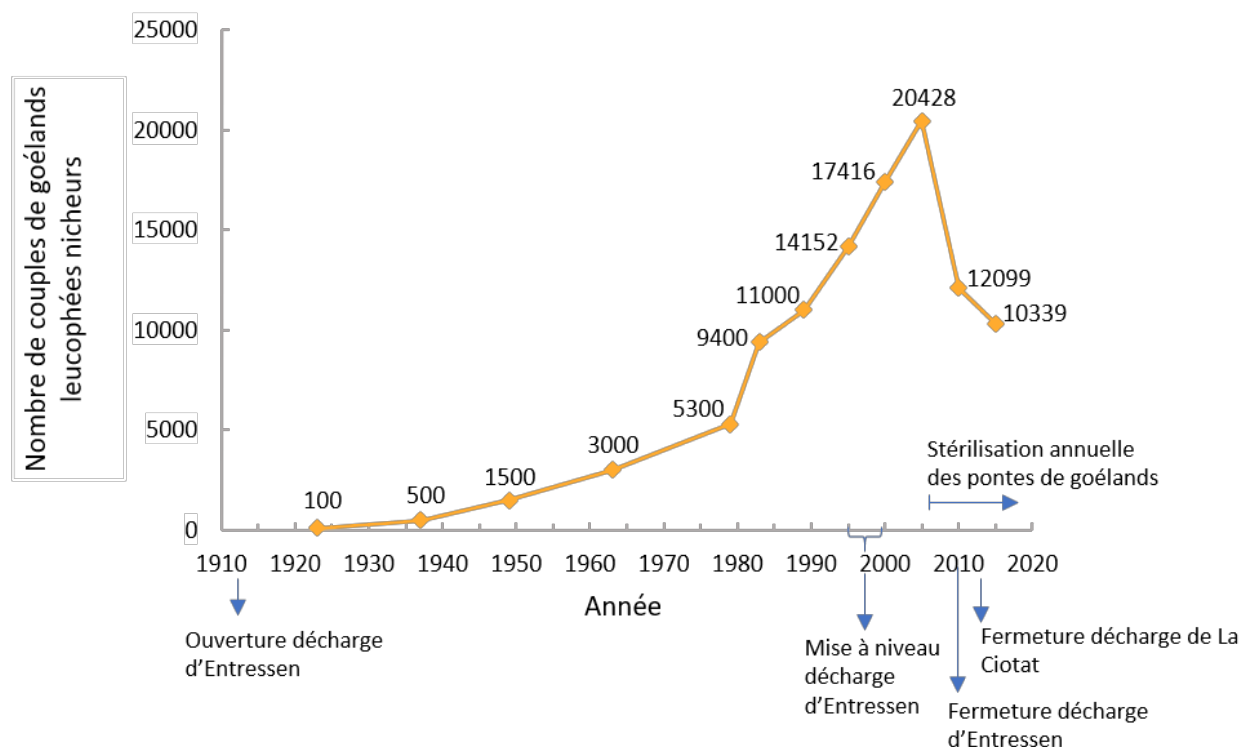
- Gargominy, O., Tercerie, S., Régnier, C., Ramage, T., Dupont, P., Vandel, E., *et al.*, 2018. *TAXREF v12.0, référentiel taxonomique pour la France*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Archive de téléchargement contenant 8 fichiers
- Gaston, K. J., 1994. *Rarity*. Population and community Biology Series, Chapman & Hall (eds.), London, **13**, 205 p.
- Gillham, M. E., 1956. Ecology of the Pembrokeshire Islands: V. Manuring by the colonial seabirds and mammals, with a note on seed distribution by gulls. *Journal of Ecology*, **44** (2), pp. 429-454.
- Gillham, M. E., 1959. Vegetation of Tern and Gannet Colonies in Northern New Zealand with a Comparative Note on Colonies in the Bass Strait, Tasmania. *Transactions of the royal society of New Zealand*, **88**(21), pp. 211-234.
- Grime, J. P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, **111**(982), pp. 1169-1194.
- Guéry, J., 2012. Gestion des populations de Goélands leucophées en milieu insulaire : Expérimentation de deux méthodes de recensement sur la réserve de l'archipel de Riou et stérilisation des nids sur les îles de Marseille. (Mémoire) Aix-Marseille Université.
- Heatwole, H., & Walker, T. A., 1989. Dispersal of alien plants to coral cays. *Ecology*, **70**(3), pp. 787-790.
- Herbert, V., 2010. L'insularité et les inégalités écologiques : l'archipel du Frioul (Marseille) lieu d'évasion ou de marginalisation du territoire urbain marseillais ? In Deboudt, P., (Ed.), *Inégalités écologiques, territoires littoraux & développement durable*. Villeneuve d'Ascq : Presses universitaires du Septentrion, p. 409.
- Hogg, E. H., & Morton, J. K., 1983. The effect of nesting gulls on the vegetation and soil of islands in the great lakes. *Canadian Journal of Botany*, **61**(12), pp. 3240-3254.
- Holdaway, R. N., Hawke, D. J., Causer, J. E., & Ogden, S., 1999. Soil indicators of pre-European seabird breeding in New Zealand at sites identified by predator deposits. *Soil Research*, **37**(1), pp. 103-114.
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P., 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, **50**(3), pp. 346-363.
- Hutchinson, G. E., 1950. *Survey of Existing Knowledge of Biogeochemistry: The Biogeochemistry of Vertebrate Excretion*. American Museum of Natural History, New York, **96**, 554 p.
- Kaly, U., Pratt, C., & Mitchell, J., 2004. The Demonstration environmental vulnerability index. South Pacific Applied Geoscience Commission technical report, **384**, 323 p.
- Keller, V., & Bollmann, K., 2004. From Red Lists to Species of Conservation Concern. *Conservation Biology*, **18**(6), pp. 1636-1644.
- Knoerr, A., 1960. Le milieu, la flore, la végétation, la biologie des halophytes dans l'archipel de Riou et sur la côte sud de Marseille. Bulletin du Muséum d'Histoire Naturel de Marseille, **20**, pp. 89-173.
- Kabouche, B., 1998. Biogéographie et écologie de la malacofaune terrestre des îles de Marseille (archipels de Frioul et de Riou). Mémoire de maîtrise de géographie, Université Aix-Marseille I.
- Krauss, J., Klein, A-M., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2004. Effects of habitat area isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation*, **13**, pp. 1427-1439.

- Launay, G., 1983. Dynamique de population du Goéland leucopnée sur les côtes méditerranéennes françaises. Parc National de Port-Cros, unpublished report.
- Lavergne, S., 2003. Les espèces végétales rares ont-elles des caractéristiques écologiques et biologiques qui leur sont propres ? Applications à la conservation de la flore en Languedoc-Roussillon. Thèse de Doctorat en Biologie des Populations et Écologie, École Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier (ENSA), 83 p. + annexes.
- Le Berre, M., Diadema, K., Pires, M., Noble, V., Debarros, G., & Gavotto, O., 2017. Hiérarchisation des enjeux de conservation de la flore en région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Rapport inédit, CBNMed, CBNA, Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, 30 pages + annexes.
- Loope, L. L., & Mueller-Dombois, D., 1989. Characteristics of invaders islands, with special reference to Hawaii. In *Biological invasions a global perspective*, Drake, J. A., *et al.* (eds.), SCOPE 37, New York, pp. 257-280.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 203 p.
- Mante, A., Debize, E., Delauge, J., Tranchant, Y., Bazin, N., Cuchet, T., *et al.*, 2011. Réserve Naturelle de l'archipel de Riou, plan de gestion 2011-2015. Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence Alpes Côte d'Azur, Marseille, 299 p.
- Mazerolle, M. J., 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia*, **27**, pp. 169-180.
- McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N. A., Dokken, D. J., & White, K.S., (eds.), 2001. *Climate Change 2001: Impacts, adaptation, and vulnerability: Contribution of working group II to the third assessment report of IPCC*, **2**, Cambridge University Press, Royaume-Uni, 1042 p.
- McFadden, D., 1974. Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In P. Zarembka (ed.), *Frontiers in Econometrics*, Academic Press, pp. 105-142.
- Médail, F., & Quézel, P., 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the mediterranean basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **84**(1), pp. 112-127.
- Médail, F., & Vidal, E., 1998. Rôle des goélands leucopnée dans l'implantation et l'expansion d'espèces végétales allochtones sur l'archipel de Riou (Marseille, France). *Biocosme Méditerranéen*, **15** (1), pp. 123-140.
- Médail, F., 2005. Mise en place et organisation de la biodiversité : l'exemple de la flore méditerranéenne. In : *Les biodiversités : objets, théories pratiques*, Marty, P., Vivien, F.D., Lepart, J., et Larrère, R., (eds.), CNRS Editions, Paris, pp. 97-112.
- Médail, F., 2008. Mediterranean. In: *Encyclopedia of Ecology*, Jørgensen, S. E., and Fath B. D., (eds.), Oxford: Elsevier, **5**, pp. 2296-2308.
- Médail, F., 2013. The unique nature of Mediterranean island floras and the future of plant conservation. In: *Islands and plants: preservation and understanding of flora on Mediterranean islands*, Pons, E. C., Clarisó, I. E., Casademont, M.C., Arguimbau, P. F., (eds), 2nd Botanical conference in Menorca, Menorca, pp. 325-350.
- Médail, F., 2017. The specific vulnerability of plant biodiversity and vegetation on Mediterranean islands in the face of global change. *Regional Environmental Change*, **17**(6), pp. 1775-1790.
- Moisselin, J. M., & Dubuisson, B., 2006. Evolution des valeurs extrêmes de températures et de précipitations au cours du XXe siècle en France. *La météorologie*, Paris, **8** (54), pp. 33-42.

- Morisson, L.W. 1997. The insular biogeography of small Bahamian cays. *Journal of Ecology*, **85**, pp. 441-454.
- Otero, X. L., Tejada, O., Martín-Pastor, M., De La Peña, S., Ferreira, T. O., & Pérez-Albert, A., 2015. Phosphorus in seagull colonies and the effect on the habitats. The case of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain). *Science of the Total Environment*, **532**, pp. 383–397.
- Pachauri, R. K., Reisinger, A., Bernstein, L., Bosch, P., Canziani, O., Chen, Z., *et al.*, 2007. Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, GIEC, Genève, Suisse, 103 p.
- Paradis, G., & Lorenzoni, C., 1996. Impact des oiseaux marins nicheurs sur la dynamique de la végétation de quelques îlots satellites de la Corse (France). In : *Fitodinamica : i differenti aspetti della dinamica vegetale*, Colloque Phytosociologique XXIV, Camerino, pp. 393-431.
- Pimm, S. L., Jones, H. L. & Diamond, J., 1988. On the risk of extinction. *The American Naturalist*, **132**(6), pp. 757-785.
- Raunkjær, *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography, being the collected papers of C. Raunkjær.*, Oxford University Press, 1934, 104 p.
- R Development Core Team (2005). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria.
- Rizet, F., 2015. Dynamique de la population de goélands leucopée (*Larus michahellis* N., 1840) sur les îles de Marseille et test de la méthode de Distance Sampling. (Mémoire) École Pratique des Hautes Études (EPHE), Montpellier.
- Sala, O. E., Chapin, F.S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., *et al.*, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100, *Science*, **287**(5459), pp. 1770-1774.
- Sartoretto, S., Verlaque, M., & Laborel, J., 1996. Age of settlement and accumulation rate of submarine “coralligène” (–10 to –60 m) of the northwestern Mediterranean Sea; relation to Holocene rise in sea level. *Marine Geology*, **130** (3-4), pp. 317-331.
- Sobey, D. G., & Kenworthy, J. B., 1979. The relationship between herring gulls and the vegetation of their breeding colonies. *Journal of Ecology*, **67** (2), 469–496.
- Tranchant, Y., Mante, A., & Tatin, D., 2005. Recensement des effectifs reproducteurs de Goéland leucopée sur les îles de Marseille et l'ensemble du littoral de la Région PACA. Conservatoire-Etudes des Ecosystèmes de Provence, Marseille, 21 p.
- Vidal, E., 1998. Organisation des phytocénoses en milieu insulaire méditerranéen perturbé. Analyse des interrelations entre colonies de goélands leucopées et la végétation des îles de Marseille. Thèse, Université d'Aix-Marseille 3, 166 p. + annexes.
- Vidal, E., Medail, F., & Taton, T., 1998. Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodiversity and Conservation*, **7**(8), pp. 1013-1026.
- Whitehead, D. R., & Jones, C. E., 1969. Small islands and the equilibrium theory of insular biogeography. *Evolution*, **23**(1), pp. 171-179.
- Whittaker, R. J., & Fernandez-Palacios, J. M., 2007. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. 2nd edition, Oxford University Press, Oxford, 416 p.
- Wickham, H., 2016. *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York, p. 213.

Annexes

Annexe I : Évolution des effectifs de couples de goélands leucophées nicheurs sur les îles de Marseille entre 1920 et 2015. D'après le plan de gestion 2011-2015, de l'archipel de Riou (Mante *et al.* 2011). L'année à partir de laquelle des campagnes annuelles de stérilisation des œufs de goélands ont été mises en place (2006), et les dates de fermetures des décharges à ciel ouvert sont symbolisées par des flèches. Il est important de savoir que la chute des effectifs de goélands résulte en majeure partie de la fermeture des décharges.



Annexe II : Caractéristiques physiographiques des îles considérées dans cette étude, rangées par ordre croissant de surface (d'après Cheylan (1985) et Médail & Vidal (1998) in Vidal (1998)).

Îles	Surface (ha)	Distance au continent (m)	Altitude (m)	Archipel
Grand Congloué	2	3525	50	Riou
Tiboulon de Maître	2,3	525	47	Riou
Jarron	3	800	33	Riou
Plane	15	2100	22	Riou
Jarre	18	800	57	Riou
Maître	27,6	50	141	Riou
Pomègues	89	2800	86	Frioul
Riou	90,3	3100	190	Riou
Ratonneau	95	1800	74	Frioul

Annexe III : Modèles de régression réalisés entre les variables environnementales et le nombre d'espèces pour chaque niveau considéré.

(A) sortie de modèle linéaire simple réalisé pour la richesse en espèces à enjeu moyen, AIC = 747,63 ; AICc = 750,27 ; n=112 ; R² = 0,4827.

(B) sortie de modèle linéaire généralisé pour la richesse en espèces à fort enjeu, AIC = 343,13 ; AICc = 343,93 ; n=112 ; R² = 0,2550.

(C) sortie de modèle linéaire généralisé pour la richesse en espèces à très fort enjeu, AIC = 328,24 ; AICc = 329,04 ; n=112 ; R² = 0,1555.

(D) sortie de modèle linéaire simple réalisé pour la richesse spécifique totale, AIC = 806,05 ; AICc = 809,20 ; n=112 ; R² = 0,4986.

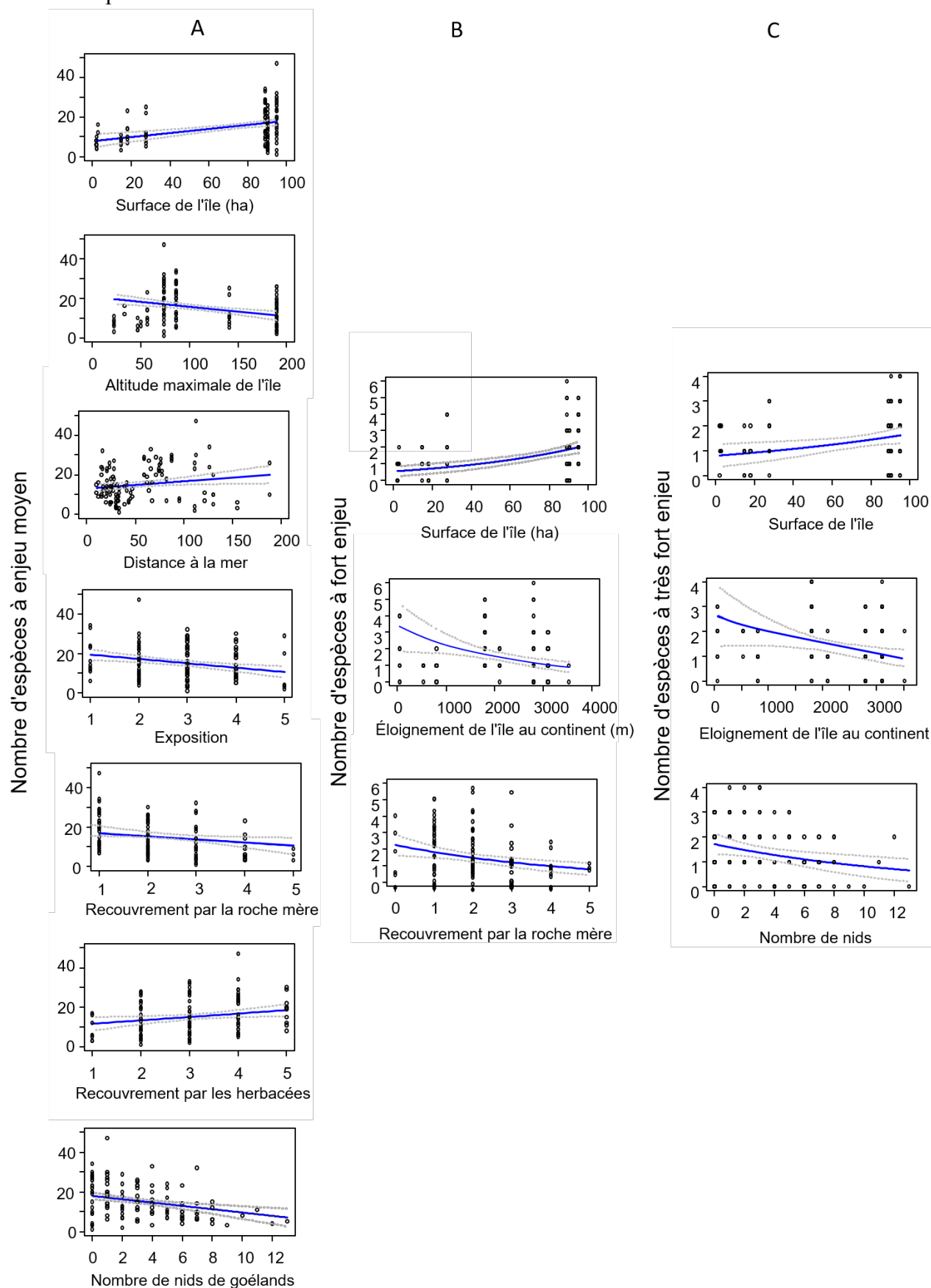
A Effet des variables mésologiques sur le nombre d'espèces à enjeu moyen		
	Coefficient	p-value
Intercept	15,366	< 2e ⁻¹⁶ ***
Surface de l'île	3,391	1,34e ⁻⁰⁵ ***
Altitude de l'île	-2,856	2e ⁻⁰⁴ ***
Distance à la mer	1,507	0,031 *
Exposition	-2,261	6e ⁻⁰⁴ ***
Recouvrement par la roche mère	-1,855	0,021 *
Recouvrement par les blocs	-0,925	0,149
Recouvrement par les ligneux	1,442	0,053 .
Recouvrement par les herbacées	1,891	0,020 *
Nombre de nids	-2,497	5e ⁻⁰⁴ ***

B Effet des variables mésologiques sur le nombre d'espèces à fort enjeu		
	Coefficient	p-value
Intercept	0,392	1,49e ⁻⁰⁶ ***
Surface de l'île	0,453	5,59e ⁻⁰⁵ ***
Éloignement de l'île au continent	-0,363	5e ⁻⁰⁴ ***
Altitude	-0,166	0,055 .
Recouvrement par la roche mère	-0,242	0,002 **
Recouvrement par les blocs	-0,118	0,133

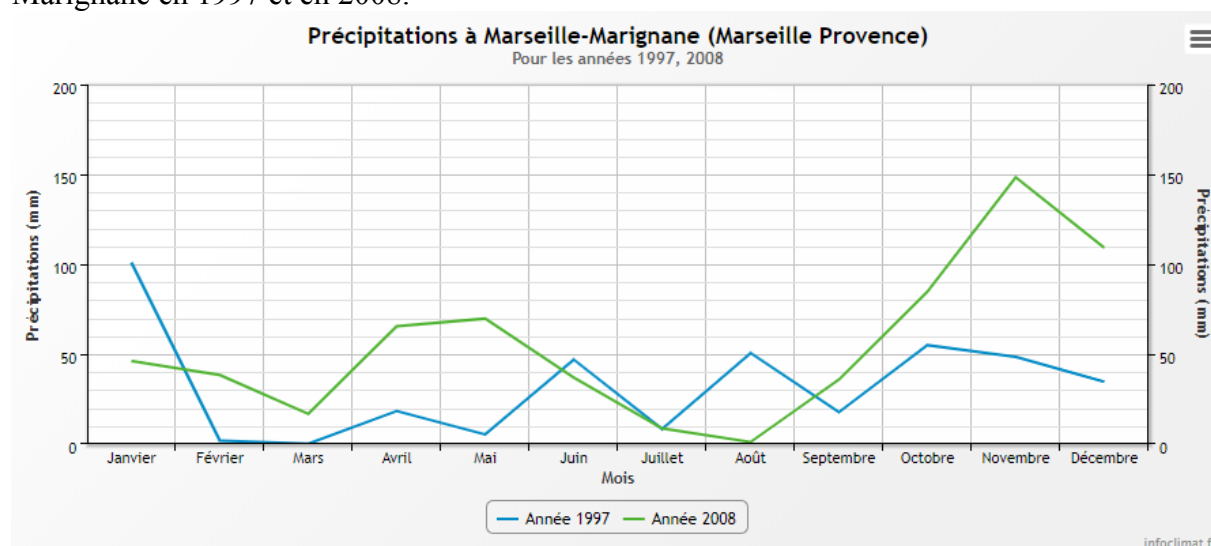
C Effet des variables mésologiques sur le nombre d'espèces à très fort enjeu		
	Coefficient	p-value
Intercept	0,317	1e ⁻⁰⁴ ***
Surface de l'île	0,251	0,042 *
Éloignement de l'île au continent	-0,295	0,007 **
Exposition	-0,122	0,146
Recouvrement par la roche mère	0,121	0,111
Nombre de nids	-0,218	0,025 *

D Effet des variables mésologiques sur le turn-over de la flore totale		
	Coefficient	p-value
Intercept	4,356	< 2e ⁻¹⁶ ***
Surface de l'île	-0,886	1e ⁻⁰⁴ ***
Altitude de l'île	0,456	0,020 *
Éloignement de l'île au continent	0,238	0,128
Exposition	0,241	0,149
Recouvrement par la terre nue	-0,321	0,064 .

Annexe IV : Influence des variables environnementales sur (A) la richesse en espèces à moyen enjeu, (B) la richesse en espèces à fort enjeu, (C) la richesse en espèces à très fort enjeu. La courbe bleue correspond à la droite de relation entre la variable réponse et la variable explicative, les courbes en pointillés correspondent à l'intervalle de confiance, les points correspondent à la distribution de données.



Annexe V : Graphique représentant les quantités de précipitations à la station de Marseille-Marignane en 1997 et en 2008.



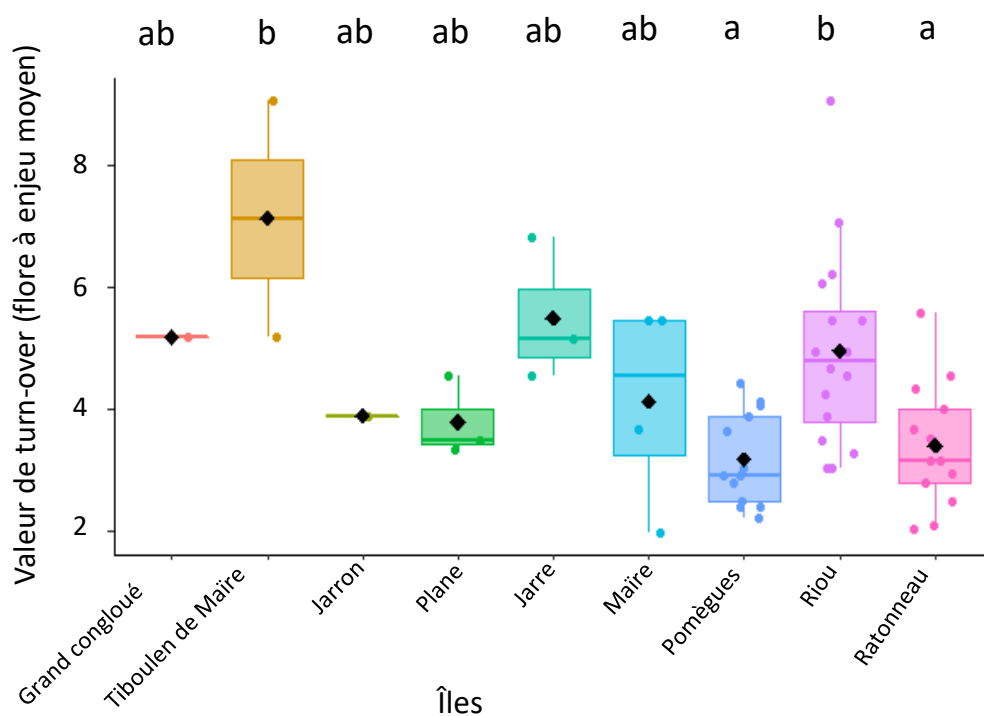
Annexe VI : Variation du nombre d'espèces à fort et très fort enjeu entre 1997 et 2008. Pour chaque espèce, le turn-over, le type biologique de Raunkier (Raunkier 1934), la classification de Grime au sens large, le type de dissémination, et le type biogéographique sont donnés. Pour les types biologiques de Raunkier, S correspond à Stress tolérante, R correspond à Rudérale et C correspond à Compétitive. Les espèces sont rangées par ordre croissant, selon la différence du nombre d'espèces entre les deux années.

À noter que *Fumaria bicolor* et *Allium commutatum*, dont aucune occurrence n'a été relevée en 1997, sont sûrement soumises à un biais. En effet, ces deux taxons étaient très peu connus en 1997, pouvant expliquer qu'ils n'ont peut-être pas pu être mis en évidence lors du premier inventaire.

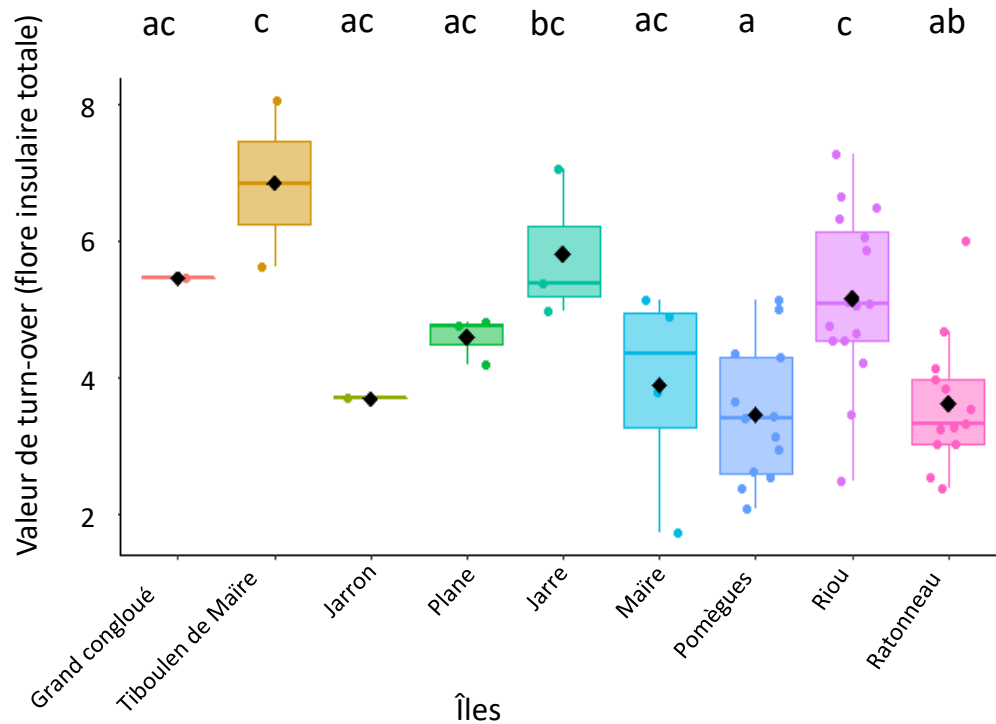
	Nombre total d'occurrences		Diffé- -ence	Turn- -over	Type biologique (Raunkier)	Grime (sens large)	Type de Dissémination	Type biogéographique
	1997	2008						
Espèces à fort enjeu								
<i>Pallenis maritima</i>	8	4	-4	3,030	Hémicryptophyte	S	Anémochore léger	Méditerranéen
<i>Ephedra distachya</i>	7	5	-2	1,515	Nanophanérophyte	S	Endozoochore	Sténoméditerranéen
<i>Allium acutiflorum</i>	12	11	-1	5,929	Géophyte	SR	Anémochore à tige projetante	Méditerranéen
<i>Asteriscus aquaticus</i>	8	7	-1	5,454	Thérophyte	RC	Anémochore lourd	Méditerranéen
<i>Cheirolophus intybaceus</i>	2	1	-1	3,030	Chaméphyte	SC	Anémochore à tige projetante	Méditerranéen
<i>Euphorbia pithyusa</i>	1	1	0	0	Chaméphyte	S	Anémochore à tige projetante	Méditerranéen
<i>Malva parviflora</i>	0	1	1	9,091	Thérophyte	SR	Hydrombochore	Euryméditerranéen
<i>Narcissus dubius</i>	2	3	1	1,818	Géophyte	SC	Anémochore à tige projetante	Sténoméditerranéen
<i>Matthiola incana</i>	5	7	2	3,030	Chaméphyte	SR	Barochore	Méditerranéen
<i>Frankeniania hirsuta</i>	13	17	4	3,030	Chaméphyte	SR	Barochore	Subtropicale
<i>Erodium chium</i>	18	23	5	4,213	Thérophyte	SR	Anémochore lourd	Méditerranéen
<i>Fumaria bicolor</i>	0	8	8	9,091	Thérophyte	SR	Barochore	Méditerranéen
<i>Lotus edulis</i>	4	16	12	6,364	Thérophyte	S	Autochore	Méditerranéen
Espèces à très fort enjeu								
<i>Limonium pseudominutum</i>	20	11	-9	4,399	Chaméphyte	S	Hydrochore	Endémique
<i>Astragalus tragacantha</i>	2	2	0	4,545	Chaméphyte	S	Barochore	Méditerranéen
<i>Anthemis secundiramea</i>	1	2	1	3,030	Thérophyte	SR	Anémochore léger	Méditerranéen
<i>Echium calycinum</i>	3	4	1	9,091	Thérophyte	SR	Endozoochore	Méditerranéen
<i>Stachys brachyclada</i>	1	2	1	3,030	Thérophyte	S	Barochore	Méditerranéen
<i>Allium commutatum</i>	0	3	3	9,091	Géophyte	SR	Anémochore à tige projetante	Méditerranéen
<i>Silene sedoides</i>	6	11	5	6,952	Thérophyte	S	Barochore	Sténoméditerranéen
<i>Sedum litoreum</i>	13	23	10	5,555	Thérophyte	SR	Anémochore à tige projetante	Méditerranéen
<i>Senecio leucanthemifolius</i>	21	39	18	3,333	Thérophyte	SR	Anémochore léger	Méditerranéen

Annexe VII : Boîte à moustache représentant les valeurs moyennes de turn-over pour chaque île, en considérant la flore à enjeu moyen (A) et la flore insulaire totale (B), $n = 56$. Lorsque deux îles ne partagent pas de lettres en commun, alors cela signifie que leurs moyennes de turn-over sont significativement différentes entre elles. Les îles sont classées par ordre croissant de taille.

A



B



Annexe VIII : Modèles de régression réalisés entre les variables environnementales et les variables réponses, à savoir les valeurs de turn-over pour chaque niveau considéré.

(A) sortie de modèle linéaire simple réalisé pour le turn-over par placette en considérant les espèces à enjeu moyen, AIC = 194,96 ; AICc = 197,29 ; n = 56 ; R² = 0,3147.

(B) sortie de modèle linéaire généralisé pour le turn-over par placette en considérant les espèces à fort enjeu, AIC = 286,53 ; AICc = 285,33 ; n = 56 ; R² = 0,3321.

(C) sortie de modèle linéaire généralisé pour le turn-over par placette en considérant les espèces à très fort enjeu, AIC = 298,87 ; AICc = 301,93 ; n = 56 ; R² = 0,1324.

(D) sortie de modèle linéaire simple réalisé pour le turn-over par placette en considérant toutes les espèces totales, AIC = 188,03 ; AICc = 190,36 ; n = 56 ; R² = 0,2595.

A

Effet des variables mésologiques sur le turn-over de la flore à enjeu moyen (calanques)		
	Coefficient	<i>p-value</i>
Intercept	4,159	< 2e ⁻¹⁶ ***
Surface de l'île	-0,797	1e ⁻⁰⁴ ***
Altitude de l'île	0,563	0,006 **
Pente	0,311	0,086 .
Exposition	0,334	0,062 .
Recouvrement par la terre nue	-0,341	0,065 .

B

Effet des variables mésologiques sur le turn-over de la flore à fort enjeu (calanques)		
	Coefficient	<i>p-value</i>
Intercept	5,102	< 2e ⁻¹⁶ ***
Surface de l'île	-1,053	0,011 *
Pente	-0,560	0,170
Recouvrement par les ligneux	1,567	3e ⁻⁰⁴ ***

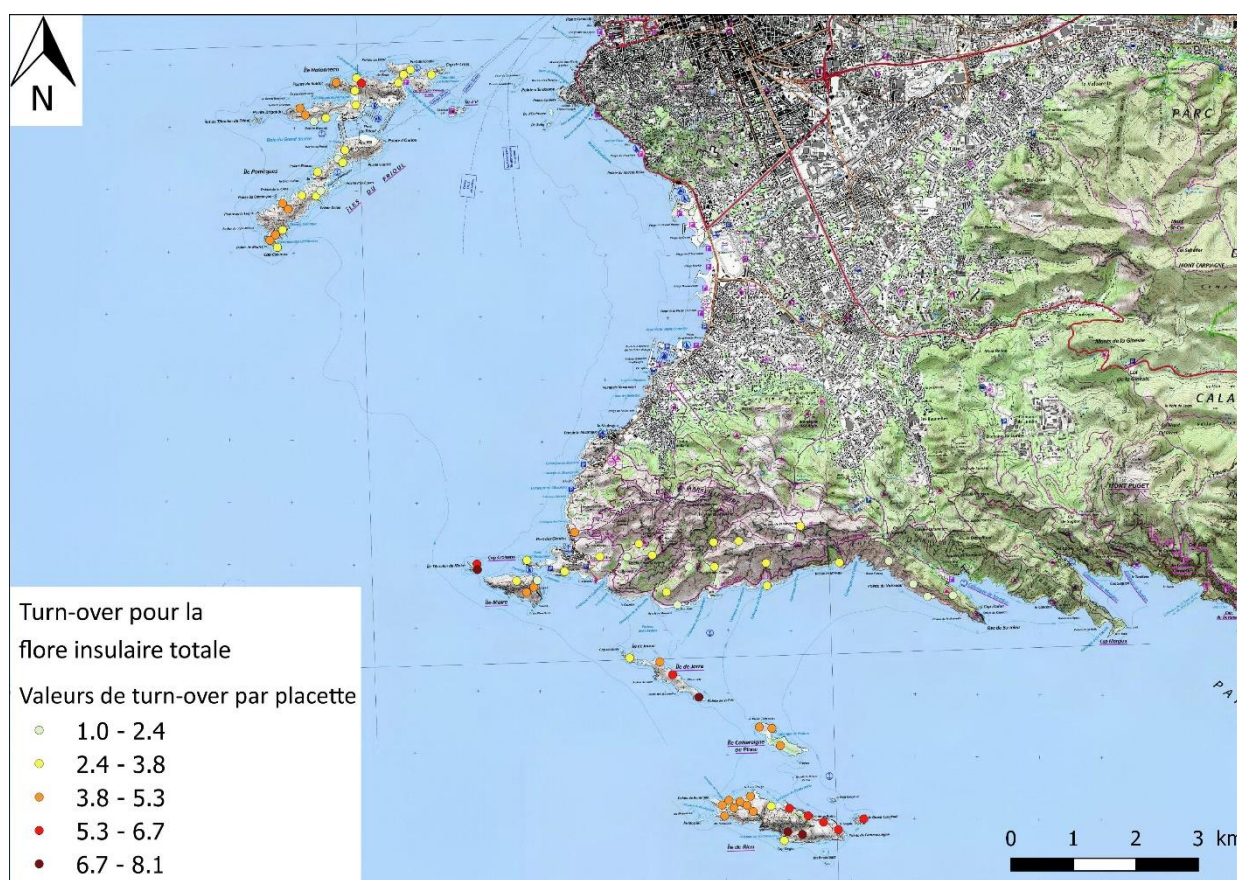
C

Effet des variables mésologiques sur le turn-over de la flore à très fort enjeu		
	Coefficient	<i>p-value</i>
Intercept	5,328	< 2e ⁻¹⁶ ***
Surface de l'île	-0,805	0,180
Altitude de l'île	0,736	0,154
Éloignement de l'île au continent	0,854	0,156
Pente	-0,665	0,157
Exposition	0,689	0,130
Nombre de nids	0,997	0,045 *

D

Effet des variables mésologiques sur le turn-over de la flore totale		
	Coefficient	<i>p-value</i>
Intercept	4,356	< 2e ⁻¹⁶ ***
Surface de l'île	-0,886	1e ⁻⁰⁴ ***
Altitude de l'île	0,456	0,020 *
Éloignement de l'île au continent	0,238	0,128
Exposition	0,241	0,149
Recouvrement par la terre nue	-0,321	0,064 .

Annexe IX : Carte de représentation des valeurs de turn-over par placette pour la flore insulaire totale.



Annexe X : Protocole expérimental proposé pour le troisième suivi de flore insulaire.

En cette année 2020, le comptage quinquennal des effectifs de goélands devait être réalisé par le Parc National des Calanques, de même, le suivi de la flore insulaire réalisé tous les 10 ans devait également être mené dans le cadre de ce stage de Master 2. Toutefois, la crise sanitaire liée au Covid-19 a empêché la réalisation de ces suivis qui seront reconduits au printemps 2021. Je propose ici, le protocole que j'avais imaginé pouvoir mettre en place dans le cadre de la diminution importante des populations de goélands depuis 2005, afin d'étudier la dynamique des communautés végétales insulaires en relation avec les fluctuations temporelles des effectifs de goéland leucopnée.

Méthode d'échantillonnage :

Les 56 placettes insulaires considérées par Vidal (1998) et Baumberger (2008) représentatives des communautés végétales des îles de Marseille, seront de nouveau échantillonnées. Les huit placettes insulaires supplémentaires prises en compte par Baumberger (2008) seront également échantillonnées afin d'étudier les variations survenues depuis 2008. Ces huit placettes supplémentaires se trouvent sur des îlots non pris en compte par les 56 placettes insulaires initiales, à savoir, Tiboulén de Ratonneau, If, le Petit Congloué et le Grand Congloué. Les 22 placettes continentales prises en compte à la fois par Baumberger (2008) et Vidal (1998)

pourront également être échantillonnées, mais ne devraient pas être considérées comme un témoin par rapport aux îles. En effet, par opposition aux îles, le continent est exempt de goélands, toutefois, ce dernier n'est pas une île et présente donc des caractéristiques biogéographiques trop différentes des systèmes insulaires pour pouvoir y être comparé. Concernant les placettes, chacune d'entre elles est constituée d'une placette circulaire de 500m², à l'intérieur de laquelle se trouve une sous-placette circulaire de 100m². Sur les placettes circulaires de 500m², le nombre de nids de goélands, ainsi que les variables mésologiques, c'est-à-dire, la pente, la distance à la mer, l'altitude, l'exposition, le recouvrement par la roche mère, par les cailloux, par les blocs, par la terre nue, par les herbacées, par les ligneux et par la végétation totale, seront relevées. Sur les placettes de 100m², un inventaire exhaustif de la flore sera réalisé, pour chaque espèce végétale, le recouvrement global sera estimé. Enfin, les coordonnées GPS seront relevées au centre de la placette. Ces relevés seront réalisés de la même façon que lors des études précédentes, ainsi les détails supplémentaires nécessaires à la récolte de ces données sont détaillés dans le mémoire de Baumberger (2008) ainsi que dans la thèse de Vidal (1998).

Par ailleurs, plusieurs études ont montré que la végétation est principalement impactée par les goélands de manière chimique plutôt que physique, au travers de l'enrichissement du sol par le guano. Pour cette raison, il apparaît pertinent de s'intéresser à la fraction du sol et d'étudier sa composition en fonction de l'intensité de pression par les goélands, pour mettre en évidence l'effet des goélands sur le sol.

Ainsi, pour l'ensemble des 56 placettes insulaires, 5 échantillons de sol seront récoltés sur chacune d'elles, un au centre de la placette et un à chaque point cardinal à 3,76 m du centre afin d'éviter l'effet bordure. Ainsi, un total de 280 échantillons de 200 g de sol seront récoltés sur les 15 à 20 premiers cm de profondeur (les sols des îles étant peu profonds et extrêmement rocheux) et sur une surface d'environ 20 cm de diamètre. Ces échantillons seront ensuite tamisés à 2mm afin d'obtenir la fraction fine du sol, puis conservés dans des sachets plastiques, avant d'être séchés à l'étuve à 40°C. Enfin, 50g de chacun des 5 échantillons d'une même placette seront mélangés afin d'obtenir un échantillon d'environ 250g de sol représentatif des conditions pédologiques de la placette. Le reste des échantillons initiaux seront conservés afin de permettre d'expliquer de potentiels résultats étranges obtenus à l'issue de l'analyse du composite. Ainsi, les analyses chimiques seront réalisées sur ces échantillons de sols après que ceux-ci soient broyés à 2 microns. Les analyses chimiques concerneront : la mesure du pH, le dosage de l'azote total par la méthode Kjeldahl, le dosage du carbone organique par la méthode Anne, et enfin le dosage du potassium et du sodium. Ces analyses auraient été réalisées au moins en partie par le (LCE) Laboratoire de Chimie de l'Environnement de Saint-Charles.

Résumé :

Cette étude a pour objectif d'examiner la dynamique de la flore insulaire à enjeu de conservation entre 1997 et 2008 en fonction du nombre de nids de goélands et différentes variables environnementales qui ont été mesurés sur les archipels du Frioul et Riou (îles de Marseille). La richesse spécifique végétale par placette a significativement augmenté au cours de cette période, celle-ci étant influencée positivement par la surface de l'île et influencée négativement par l'éloignement de l'île au continent et par le nombre de nids de goélands. La dynamique des espèces sur les placettes entre 1997 et 2008 est influencée négativement par la surface de l'île et influencée positivement par l'altitude de l'île, sauf pour la flore à très fort enjeu dont la dynamique est uniquement influencée par le nombre de nids de goélands. La flore à enjeu et sa dynamique sont influencées de manière prépondérante par les variables biogéographiques.

Mots clés : Flore à enjeu, richesse spécifique, turn-over, colonie de goélands, biogéographie insulaire.

Abstract :

The aim of this study is to examine the dynamics of island flora with conservation implications between 1997 and 2008 depending on the number of gull nests and various environmental variables that were measured on the Frioul and Riou archipelagos (Marseille islands). The plant species richness per plot increased significantly during this period, being positively influenced by the surface area of the island and negatively influenced by the distance of the island from the mainland and by the number of gull nests. Species dynamic on the plots between 1997 and 2008 is negatively influenced by the island's surface area and positively influenced by the island's altitude, except for the high-stake flora, whose dynamics are only influenced by the number of gull nests. The high-stake flora and its dynamics are mainly influenced by biogeographic variables.

Keywords : High-stake flora, specific richness, turnover, gull colony, island biogeography