

2017-2018

MASTER FAGE

**Biologie et Ecologie pour la Forêt, l'Agronomie et
l'Environnement**

Spécialité

Fonctionnement et Gestion des Ecosystèmes

**Evaluation des impacts écologiques de l'invasion par *Baccharis
halimifolia* en Ria d'Etel**



SARAH CIRÉ

Mémoire de stage, soutenu à Nancy le 04/09/2018

Sébastien Gallet - Maître de conférences

Bernard Amiaud – Maître de conférences

UBO – EA7462 Géoarchitecture - département de biologie
6 avenue le Gorgeu 29238 BREST

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier mon maître de stage Sébastien Gallet qui m'a permis de participer à ce projet. Merci de m'avoir encadrée, conseillée mais aussi d'avoir su me faire confiance et de m'avoir donné une grande autonomie pendant ce stage plus que formateur !

Je voudrais également remercier Charlotte Izard et Valérie Rivier pour leur bienveillance et leur accueil chaleureux autour de la Ria d'Étel. Charlotte, merci de m'avoir guidée sur les sites à la fois sauvages et magnifiques de la ria. Valérie, merci pour ces journées d'arrachage bien remplies et pour l'accueil au sein des beaux locaux d'Al'Terre Breizh.

Merci à Axel Hacala pour m'avoir gracieusement dispensée de ses conseils et de son expertise. Merci de m'avoir aidé sur de nombreuses déterminations, de s'être montré aussi patient et pédagogue et de n'avoir jamais rechigné à la tâche.

Merci également à ma stagiaire Elodie pour son aide précieuse et sa bonne humeur. Bravo pour m'avoir suivi sur nos sites capricieux tout en gardant une aussi grande motivation !

Merci à mes collègues de bureau, Pauline et Clément qui ont fortement contribué à créer une superbe ambiance de travail. Merci de vous être montré aussi présents et disponibles.

Enfin, merci à ma chère collègue Marie qui m'a soutenue, écoutée et supportée pendant ces six mois de stage.

Table des matières

1.	Introduction	1
2.	Matériel et méthodes	3
2.1.	Site d'étude.....	3
2.1.1.	Choix des stations et des placettes.....	3
2.1.2.	Description des stations.....	4
2.2.	Historique des sites.....	6
2.3.	Protocoles d'étude	6
2.3.1.	Etude de la banque de graines	6
2.3.2.	Etude des arthropodes.....	7
2.3.3.	Relevés de végétation.....	8
2.3.4.	Mesures complémentaires	8
2.4.	Analyse statistique.....	8
3.	Résultats	9
3.1.	Dynamique d'expansion de <i>B. halimifolia</i> sur les sites et milieux envahis :	9
3.2.	Végétation :	10
3.3.	Banque de graines :	11
3.4.	Variables environnementales.....	12
3.5.	Arthropodes à l'ordre / sous-ordre :	13
3.6.	Communautés d'araignées :	14
3.7.	Fourmis :.....	15
3.8.	Carabes :.....	17
3.9.	Arthropodes des strates supérieures (filet fauchoir et nappe).....	17
4.	Discussion - Impact de <i>Baccharis halimifolia</i> sur l'écosystème	21
4.1.	Dynamique générale de la colonisation.....	21
4.2.	Impact sur les communautés végétales.....	21
4.3.	Conséquences sur les des communautés d'arthropodes :	22
4.4.	Espèces indicatrices et potentialité dans un suivi pour restauration :.....	23
5.	Conclusion.....	24
6.	Bibliographie	25

1. Introduction

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) sont une des préoccupations majeures en termes d'atteintes à la biodiversité et de structure et fonctionnement des écosystèmes au niveau international (Mack et al., 2000). L'ouverture sur le monde au cours de ces derniers siècles, accompagnée d'une augmentation des échanges internationaux, a favorisé l'importation d'espèces exotiques. Celles-ci sont considérées comme envahissantes à partir du moment où, une fois introduites, elles sont capables de s'acclimater, de se naturaliser et de coloniser un territoire, de manière rapide et aux dépens d'espèces locales. Ces espèces, aussi appelées invasives, en entrant directement en compétition avec les espèces végétales locales, peuvent causer une perte de productivité, un changement au niveau des apports de nutriments dans le sol, mais aussi un changement d'hydrologie. Elles peuvent aussi impacter les espèces indigènes et les écosystèmes en modifiant la structure de la communauté (Vitousek, 1990). En tant que producteurs primaires (à la base de la plupart des chaînes trophiques), les plantes invasives peuvent également modifier l'alimentation des arthropodes herbivores, et indirectement celle de leurs prédateurs. Ainsi, de nombreuses études ont montré des modifications de l'abondance des arthropodes (Pearson, 2009) et de leur richesse spécifique (Greenwood et al., 2004), après l'installation d'une plante invasive.

Ici, l'intérêt est porté sur *Baccharis halimifolia*. Arbuste d'origine nord-américaine, son aire d'origine inclut le Canada, le Mexique et les Etats-Unis, mais aussi les Bahamas et Cuba. Dans son aire géographique d'origine, *B. halimifolia* se retrouve dans des habitats côtiers (marais salés, marécages côtiers, forêts côtières), des marais, mais peut aussi coloniser des habitats perturbés, même loin de la côte (Fried et al., 2016). Il se trouve sous un climat tempéré chaud et humide, ainsi que sous un climat équatorial à hiver sec, mais peut supporter des températures basses (jusqu'à -15°C). L'arbuste se développe sur de nombreux types de sols (sable, roche de type granite ou calcaire ou encore argileux humides), bien qu'il ait une préférence pour les sols humides riches en matière organique (épisodiquement inondés d'eau saumâtre), (Caño et al., 2013). Cela en fait une espèce pourvue d'une grande valence écologique, ce qui constitue un caractère assez commun aux espèces invasives. *B. halimifolia* a également les caractéristiques biologiques adaptées aux stades pionniers d'une succession. Au Texas, où elle est indigène, la plante est considérée comme une mauvaise herbe arbustive (Ervin, 2009). En Australie, l'espèce est notée comme nuisible majeure de certaines zones humides où elle forme d'épais sous-bois et empêche la croissance d'une espèce indigène de *Carex* (Westman et al., 1975).

Baccharis halimifolia a été introduit en France au XVIII^{ème} siècle comme plante d'ornementation. Le premier document attestant de la présence de la plante est une observation d'un spécimen au Jardin Botanique de Paris en 1783 (Caño et al., 2013). Par la suite, *B. halimifolia* a été décrit comme naturalisé pour la première fois en 1906 dans les départements de la Gironde et des Pyrénées-Atlantiques (Coste, 1906).

Dans le golfe de Gascogne, de l'estuaire Tina Mayor en Espagne, jusqu'à la baie de Quiberon, *B. halimifolia* forme un continuum de populations stables, pouvant être localement abondantes dans la plupart des estuaires. Dans les années 1940, il était considéré comme « invasif » en Bretagne (Fried et al., 2016), notamment à Carnac (Morbihan) dans des marais à *Juncus maritimus* (où il avait été précédemment observé cultivé).

Le site de cette étude se situe à une quinzaine de kilomètres au nord de Carnac, en Ria d'Étel. La Ria d'Étel forme un estuaire dont la mer pénètre dans les terres sur une douzaine de kilomètres. Située entre la rade de Lorient et le golfe du Morbihan, la Ria d'Étel offre 125 km de littoral. Son bassin versant s'étend sur 360 km² et couvre 18 communes. Les paysages de la ria sont modulés par les marées quotidiennes. Il en résulte une mosaïque de milieux naturels (landes, milieux marins, prés salés), dont certains contiennent une flore et faune remarquable. Le site est intégré au réseau Natura 2000 (pSIC/SIC/ZSC).

Les prés salés atlantiques offrent une biodiversité importante, et sont le lieu de nourrissage et de reposoirs de poissons et d'oiseaux. Ils ont également une très forte productivité en matière organique (environ 20T.ha⁻¹.an⁻¹), limitent l'érosion des côtes et sont le lieu de culture marine (pêche à pied, ostréiculture).

Sur les 245 ha de prés salés recensés en Ria d'Étel, environ 150 ha sont colonisés par *Baccharis halimifolia*. Depuis un premier état des lieux réalisé en 2009 relevant les zones envahies (Broussailles, 2017), un programme de contrôle de la plante a été mis en place par le Syndicat mixte de la Ria d'Étel et l'association Al 'Terre Breizh. Mais un deuxième état d'invasion en 2017 révèle que l'invasion n'a pas pu être endiguée. En s'intégrant dans une collaboration avec l'Université de Brest Occidentale, le projet apporte aux acteurs locaux un appui scientifique pour les aider efficacement à lutter contre *B. halimifolia*.

L'objectif principal de cette étude est d'effectuer une étude d'impact de l'invasion. En Espagne, des études sur la biologie et la phénologie de *B. halimifolia* dans des systèmes estuariens ont permis d'améliorer nos connaissances sur cette espèce (Caño et al., 2013). Cependant, très peu de données sont disponibles sur l'impact de l'espèce sur les communautés végétales et animales. En France, une étude menée sur l'impact d'une espèce locale herbacée, *Elymus athericus*, envahissant les vases salées, a montré que certaines espèces d'araignées halophiles ont subi une perte d'abondance dans les zones envahies (Pétillon et al., 2005). Cette étude s'inscrit dans un projet plus global, qui est de suivre à long terme les zones anciennement envahies et ayant suivies des chantiers de restauration. En cela, au sein d'une approche pluri-taxonomique, les araignées peuvent constituer un bon outil d'évaluation de la restauration (Cristofoli et al., 2010). Plus généralement, les communautés d'invertébrés peuvent apporter des données complémentaires à celles de la flore dans l'évaluation de la restauration (Pétillon et al., 2014). *Baccharis halimifolia*, en envahissant les zones de haut schorre à *Juncus maritimus*, pourrait créer une nouvelle strate de végétation, et modifier les conditions micro-climatiques de ces zones. Il risque également de modifier la nature du sol et l'épaisseur de litière (Tang et al., 2012). Les communautés d'arthropodes peuvent voir leur abondance et leur richesse spécifique modifiées. Pour vérifier ces hypothèses, des observations sur l'ensemble de l'écosystème (végétation, communautés d'arthropodes, sol) ont été effectuées sur des zones envahies et des zones non envahies.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

La Ria d'Etel, située dans le Morbihan (56), a une superficie de 4259 ha. C'est un espace mixte, marin et terrestre. La Ria est classée zone Natura 2000 depuis 1998. 20% de la zone classée correspond à l'habitat *rivières et estuaires soumis à la marée, vasières et bancs de sable, lagunes*. Les prés salés communautaires (245 ha) représentent 5% de la zone Natura 2000.

Les espèces exotiques envahissantes représentent une grande menace (code H) sur cette zone. (Document Natura 2000 – Ria d'Etel FR5300028).



Fig. 1: Sites d'études de la Ria d'Etel

2.1.1. Choix des stations et des placettes (Fig. 1)

Les stations ont été sélectionnées en se basant sur la cartographie 2017 des niveaux de densité de *Baccharis halimifolia* (Broussailles, 2017). Les niveaux de densité établis, correspondant aux légendes des cartes, étaient les suivants :

- 0 : densité <5%
- 1 : densité comprise entre 5 et 25%
- 2 : densité comprise entre 25 et 50%
- 3 : densité comprise entre 50 et 75%
- 4 : densité comprise entre 75 et 100%

Les niveaux de densité choisis dans l'étude s'appuient sur l'étude de cartographie réalisée mais aussi des observations de terrain. Dans l'étude, les niveaux de densité ont été simplifiés et seuls trois niveaux sont considérés : densité faible : inférieure à 25%, densité moyenne : comprise entre 25 et 75%, densité forte : supérieure à 75%. Les stations ont ainsi été choisies de manière à disposer des différents niveaux de densité.

De plus, au sein de ces stations et afin de pouvoir comparer des communautés semblables, l'étude s'est concentrée sur une végétation de haut schorre. C'est en effet dans ce type d'habitat que la plante invasive a été le plus retrouvée.

Les cartes d'occupation des sols établies par le syndicat mixte de la Ria d'Etel en 2003, et des observations de terrain ont, pour se faire servir de support dans le choix des placettes.

Au sein des zones à forte densité de *Baccharis halimifolia*, il est possible de faire une distinction entre des placettes dont la strate herbacée est toujours présente, et d'autres où la strate herbacée typique d'une végétation de haut schorre a été remplacée par une végétation de type forestière. Les zones restaurées n'ont pas été prises en compte, elles feront l'objet d'une future étude.

Finalement, quatre stations ont été retenues pour l'étude. (**Fig. 1 et Tab. 1**)

2.1.2. Description des stations

- Etang de Berringue (**Fig.2**)

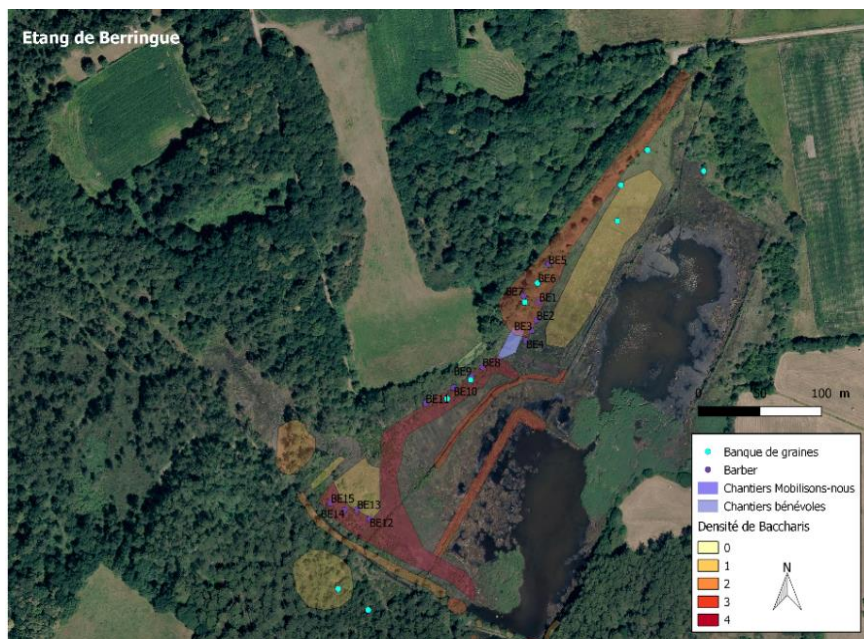


Fig. 2: Etang de Berringue

L'invasion s'étend sur la rive gauche de l'étang, au niveau des zones à jonc maritime, et des prairies à agrostide, mais aussi sur la lande, plus en arrière.

L'échantillonnage s'est porté sur les zones à jonc maritime et laiche étirée ainsi qu'au niveau d'une roselière à scirpes *Baccharis halimifolia* est particulièrement présent au niveau des zones de transition, entre pré salé et zones boisées, et forme de longues bandes d'une largeur de 3 à 7m. Ce site n'a jamais subi d'action de restauration.

- Etang du Bignac (**Fig. 3**)

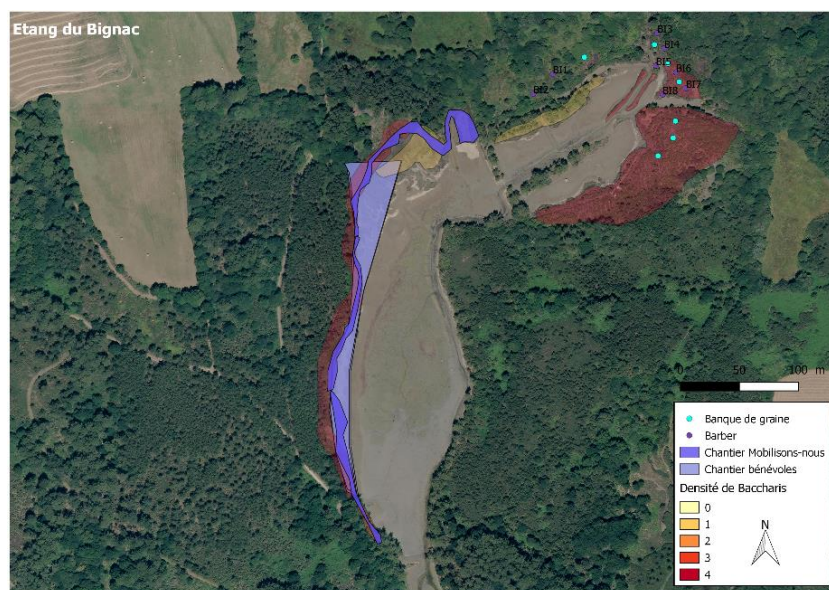


Fig. 3: Etang du Bignac

Les zones envahies se situent au Nord de l'étang. Elles concernent les zones à juncs maritimes et chiendent des vases salées mais également des bandes boisées par les pins. *Baccharis halimifolia* est présent sur toute la surface des zones à jonc. La partie Est de l'étang a été visée par des actions d'arrachage de *Baccharis*, et l'invasion y est maintenant contrôlée. L'échantillonnage s'est concentré sur la partie Nord de l'étang. Les zones de référence sont localisées au niveau des zones à jonc maritime, mais également au niveau d'une prairie à jonc acutiflore.

○ Le Brennec (**Fig. 4**)

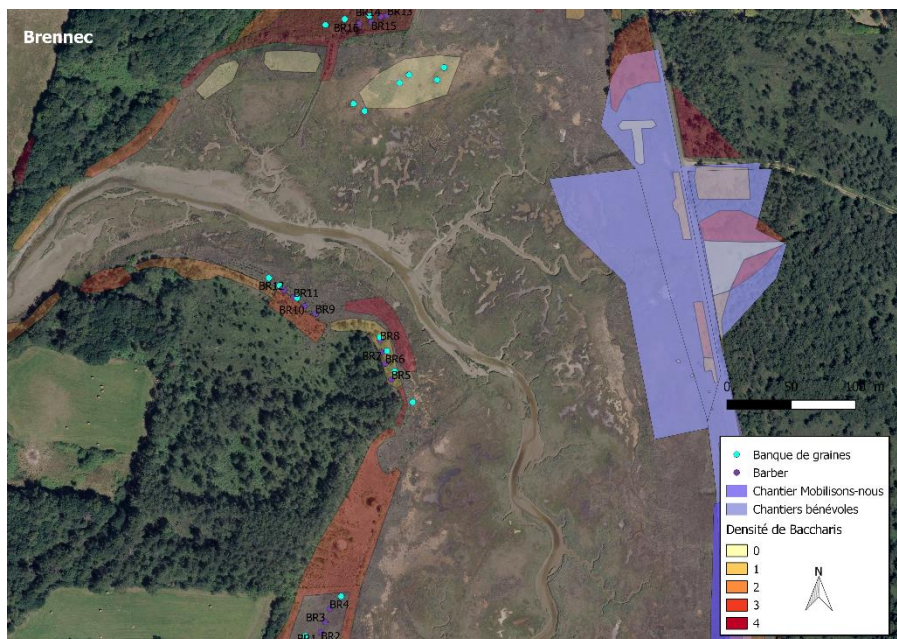


Fig. 4: Le Brennec

bordure de pré salé à fétuque littorale et chiendent des vases salées. Au Nord, il a colonisé une zone de même typologie, mais située derrière un talus. Des projets d'arrachage ont été menés sur la rive droite

Pré salé dans lequel le bras de mer finit sa course. Le site est constitué d'une végétation typique de bas schorre, ainsi que d'un haut schorre à jonc maritime et chiendent des vases salées. L'invasion s'étend au niveau du haut schorre. Au Nord, certains patches d'obione et de limonium sont également touchés par l'invasion. A l'Ouest, *Baccharis halimifolia* est distribué en longues bandes de largeur de 3 à 7m, au niveau d'une prairie de

○ L'étang de Saint Jean (**Fig. 5**)

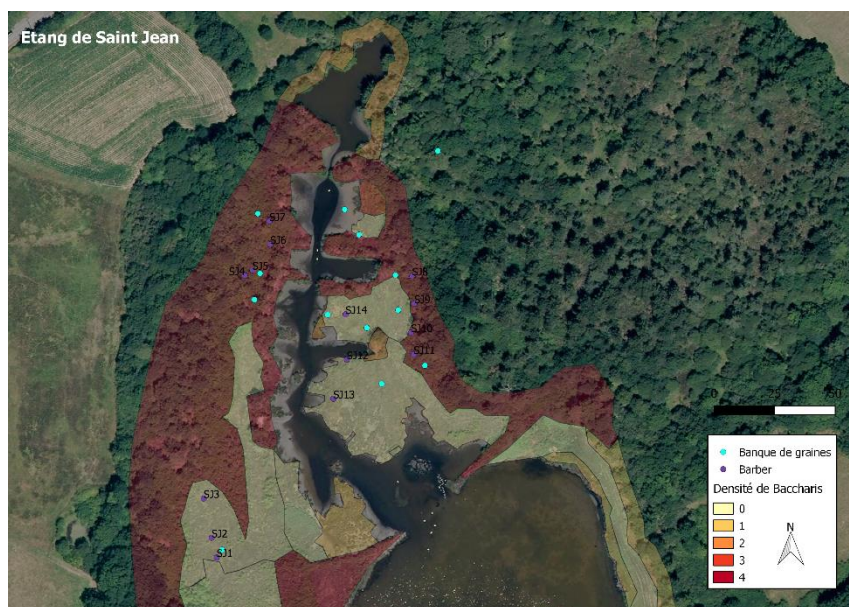


Fig. 5: Etang de Saint-Jean

L'invasion est localisée au Nord de l'étang, constitué de jonc maritime et laiche étirée. Les deux berges de l'étang présentent une typologie de végétation semblable : haut schorre, puis chênaies acidiphiles. Cependant, à l'Ouest, *Baccharis halimifolia* a colonisé une plus grande surface, et un talus est présent au bord de la berge. A l'Est, la plante invasive est disposée en bande d'une largeur de 3m entre l'interface haut schorre – chênaie.

2.2. Historique des sites

Afin de retracer l'évolution de l'invasion, une étude historique de l'occupation des sols a été réalisée. Les photos aériennes des sites de 1948 à 2018 ont été géoréférencées et légendées selon le type d'occupation du sol : Prairie, Champs, Forêt, Lande, Lande boisée, Plantation de pin, Pré salé, *B. halimifolia*.

La typologie s'est faite de la manière la plus précise possible.

Parmi la banque de données des photos historiques présentes sur le site de Geoportail, il a été possible de légender :

- Berringue : 6 cartes de 1968 à 2018
- Bignac : 5 cartes de 1982 à 2018
- Brennec : 9 cartes de 1972 à 2018
- Saint Jean : 7 cartes de 1948 à 2018

2.3. Protocoles d'étude

Un double plan d'échantillonnage (**Tab.1**) a été mis en place afin de s'adapter aux différents protocoles et contraintes telle que l'accessibilité aux sites, parfois soumis aux marées.

Tab. 1 : Plan d'échantillonnage

Protocole	Densité de <i>B. halimifolia</i>	Berringue	Bignac	Brennec	Saint Jean
Barbers, végétation et mesures environnementales (Nb de répliques)	Absent	4	4	4	3
	Faible	/	/	/	3
	Moyen	4	4	4	4
	Fort	7	/	7	4
Banque de graines (Nb de répliques)	Absent	2	1	4	3
	Faible	4	/	5	2
	Moyen	2	3	3	2
	Fort	4	3	6	6
Superficie totale (ha)		13	6	30	40
Superficie invasion (ha)		2	1,2	3,5	2,7

2.3.1. Etude de la banque de graines

Deux sessions de prélèvement ont eu lieu le 29 mars et le 4 avril 2018. Le sol a été prélevé à l'aide d'une tarière. Les échantillons ont un diamètre de 10 cm pour une profondeur de 15 cm.

Les échantillons ont été concentrés selon la méthodologie de ter Heerdt et al. (1996). Cette méthode consiste à passer les échantillons à travers un premier tamis dont les mailles ont un diamètre de 1 mm, retenant ainsi les débris les plus gros. Afin d'être exhaustif, une recherche à vue permet de récupérer les graines pouvant avoir un diamètre supérieur à 1 mm dans le premier tamis. Les graines et les particules fines sont retenues dans un second tamis dont les mailles ont un diamètre de 0.16 mm. Le contenu du second tamis est versé dans une barquette remplie de 50% de terreau et de 50% de vermiculite, disposés sur le fond, sur 2cm. Les échantillons sont mis à germer sous serre. Dès qu'il en est possible, les graines germées sont déterminées, comptabilisées et retirées, afin de limiter les phénomènes de compétition de la même façon que Erfanzadeh et al. (2010).

2.3.2. Etude des arthropodes

L'étude des arthropodes est basée sur trois méthodes complémentaires. La faune épigée est étudiée à l'aide de la méthode des pièges Barber. Compte tenu de la différence de structure des milieux (herbacée / arbustive), La faune présente dans la végétation a été étudiée selon deux méthodes différentes : à l'aide d'un filet fauchoir dans la végétation herbacée et d'une nappe de battage dans les groupements à *B. halimifolia*.

○ Pièges Barber

Des pièges Barber ont été utilisés afin de qualifier la faune épigée présente sur les sites. Le dispositif est constitué d'un pot en plastique de diamètre 8 cm et de profondeur 10 cm. Le pot est enfoncé dans le sol de manière à être à niveau avec la surface du sol, et est rempli à 50% d'une solution piégeante. Un litre de solution contient 250g de sel ainsi qu'une pression de liquide vaisselle inodore. Le liquide vaisselle brise la tension superficielle de l'eau et permet aux individus piégés de couler. Le sel permet leur conservation. Une tige en métal sert de maintien à un toit en plastique (12cm x 12cm) protégeant le piège de la pluie (Pétillon et al., 2005).

Les pièges sont disposés au centre d'un rayon de 5m, au sein d'un habitat homogène. Afin d'éviter les interférences et pseudo-réplicas, il est nécessaire de laisser 10m de centre à centre, entre chaque piège. Les pièges sont posés de façon à couvrir de la manière la plus homogène possible l'ensemble de la placette.

Deux sessions de piégeage (03/05/18 et 01/06/18) ont été effectuées. Les pièges sont actifs une semaine.

○ Filet fauchoir

Les placettes sans *Baccharis halimifolia* ont été échantillonnées avec un filet fauchoir selon la même méthode que Wu et al. (2009). Le temps de piégeage choisi était de 30s. Ce temps a permis de balayer efficacement la placette sur sa longueur, sur une distance d'environ 25m. Le quart supérieur de la végétation a été balayé, tous les arthropodes piégés dans le filet durant ces 30 secondes ont été récupérés, et classés.

○ Nappe de battage

Les placettes de densité forte en *B. halimifolia* ont été échantillonnées à l'aide d'une nappe de battage selon une méthode inspirée de Guevara and Avilés (2009). Trois à quatre arbustes de taille environ égale à 2 – 3 m ont été sélectionnés. Les arbres ont été secoués 15 secondes et tous les arthropodes tombés sur la nappe récupérés à l'aide d'un aspirateur à insectes et classés.

○ Déterminations

Les échantillons des Barbers, filet et nappe de battage ont été triés et classés de manière à pouvoir être analysés par groupes fonctionnels. Tous les arthropodes ont été déterminés à l'ordre, voire au sous-ordre (Orthoptera – Diptera – Hymenoptera – Hemiptera – Odonata) lorsqu'il en était possible. Certaines familles de coléoptères ont été déterminées (Staphylinidae, Coccinellidae, Curculionidae, Dytiscidae, Silphidae, Elateridae, Scarabeidae, Hydrophilidae). Les groupes connus dans la littérature pour être de bons bioindicateurs : carabes, araignées et fourmis, ont été déterminés à l'espèce. Les carabes ont été déterminés à partir de la clé de détermination des Carabidae (Roger et al., 2011). Les araignées, à partir du Guide des araignées de France et d'Europe (Roberts and Leraut, 2014), The spiders of Great Britain and Ireland (Roberts, 1993) ainsi que les sites internet « Les araignées de Belgique et de France » et « araneae Spiders of Europe ».

Les fourmis, à partir du livre Fourmis de France, de Belgique et du Luxembourg (Blatrix et al., 2013), ainsi que du site internet « Clés de reconnaissance des fourmis françaises ».

2.3.3. Relevés de végétation

Autour de chaque piège Barber, dans un rayon de 2m, un relevé de végétation a été réalisé au début du mois de juin. Les relevés de végétation ont été effectués par strate : strate herbacée (S1) constituée d'espèces herbacées et de ligneux inférieurs à 1m ; strate arbustive (S2) constituée d'espèces ligneuses de hauteur comprise entre 1 et 3m ; strate arborée (S3) pour les espèces ligneuses supérieures à 3m.

Un coefficient d'abondance dominance a été attribué à chaque espèce (Bioret and Gallet, 2015) :

r : un individu isolé ; + : espèce faiblement représentée avec un recouvrement < 1% ; 1 : espèce faiblement représentée et recouvrement entre 1% et 5% ; 2 : recouvrement entre 5 et 25% ; 3 : recouvrement entre 25 et 50% ; 4 : recouvrement entre 50 et 75% ; 5 : recouvrement > 75%.

Le recouvrement total a également été estimé, ainsi que le recouvrement par strate.

2.3.4. Mesures complémentaires

Pour chaque relevé de végétation, l'épaisseur de litière (mm) a été estimée via trois mesures moyennées.

La conductivité du sol (mS.m^{-1}) a été mesurée à l'aide d'une sonde conductimétrique (70 Series. pH/Conductivity Portable Meter).

2.4. Analyse statistique

Des analyses factorielles de correspondances ont été réalisées sur les communautés floristiques à l'aide du package FactoMineR. Un positionnement multidimensionnel non métrique (NMDS) a été réalisé sur une matrice de Bray-Curtis appliquée aux communautés d'araignées, à l'aide du package betapart. La significativité des groupes obtenus a été testée par des ANOSIMs. Des ANOVAs à deux facteurs (Site et Densité) ont été effectuées sur les variables environnementales d'épaisseur de litière et de conductivité et la normalité des résidus a été vérifiée. Quand les résidus ne suivaient pas la loi normale, des tests de Kruskal-Wallis ont été appliqués aux variables. Lorsque ces tests révélaient une différence significative, des tests post-hoc ont été réalisés (Test de Tukey pour les variables paramétriques ; test `kruskalmc` du package `pgirmess` sur des variables non paramétriques). De même, des ANOVAs à un facteur (densité) ont été réalisées sur toutes les variables d'abondance, de richesse taxonomique, de richesse spécifique et l'abondance des groupes trophiques. Tous les tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel R (R Development Core Team (2005)).

3. Résultats

3.1. Dynamique d'expansion de *B. halimifolia* sur les sites et milieux envahis :

Saint-Jean : côté Ouest : jusqu'en 1982, on perçoit clairement une haie qui sépare le pré salé des cultures. Après cette date, le pré salé ne semble plus exploité. Sur le terrain, on observe quelques arbres fruitiers, qu'il est difficile de dater. A la fin des années 1980, la haie séparant le pré salé des cultures ne semble plus entretenue. La photo aérienne de 1999 dévoile une ligne d'arbre longeant l'étang, et des arbres commencent à se développer sur le pré salé. Côté Est, à partir des années 1940, les prairies ouvertes sont peu à peu abandonnées.

Autour de l'étang, le boisement reste stable même si quelques arbres se développent au bord de l'étang. Il est difficile de savoir s'ils correspondent à des plantations d'arbres fruitiers, s'il s'agit des chênes, ou si *B. halimifolia* était déjà présent. Entre 1999 et 2009, la vitesse de boisement côté Ouest a été importante, et il semble que *B. halimifolia* soit apparu à ce moment-là. Côté Est, la plante invasive s'est développée à la lisière de la chênaie, donc elle est difficilement discernable sur photos. Depuis, la situation au bord de l'étang semble s'être stabilisée.

Berringue : Dans les années 1950, les bords de l'étang semblent cultivés et une haie sépare les cultures entre elles (celles du bord de l'étang des autres). Des canaux de drainage sont en place autour de l'étang. Dans les années 1980, quelques arbres commencent à apparaître sur les digues, dont certaines correspondent maintenant à des zones d'invasion. Dans le même temps, la forêt progresse autour de l'étang. La photo aérienne de 1991 montre la présence d'arbres sur les rives les plus extérieures de l'étang, même s'il est difficile de confirmer que ce soit l'espèce invasive. Entre 1999 et 2013, *B. halimifolia* s'est fortement développé. L'invasion ne semble pas se stabiliser. Les fourrés sont actuellement plus denses.

Brennec : La photo aérienne de 1972 montre déjà la présence d'un talus jonché d'arbres au Nord du pré salé, le séparant d'une bande de culture (aujourd'hui zone envahie de *B. halimifolia*). A l'Ouest, le pré salé est découpé en parcelles rectangulaires et des canaux de drainage sont en place. La délimitation des parcelles existe encore aujourd'hui mais du jonc remplace les cultures. A la fin des années 1980, les landes alentours commencent à se boiser, et les premières plantations de pins apparaissent. La situation sur les bords du pré salé reste stable. Dans les années 1990, la zone d'arrière talus au Nord, maintenant envahie, commence également à se boiser, sans qu'il soit possible d'identifier la plante invasive. Au milieu des années 1990, quelques arbres commencent à apparaître sur le bord de la route, à l'Est, et sur les talus délimitant les parcelles à l'Ouest. La vitesse d'expansion de *B. halimifolia* semble s'accroître au milieu des années 2000, où l'arbuste apparaît en patch plus dense.

Bignac : en 1982, la partie Nord Est de l'étang est entourée de cultures. La zone Sud semble être labourée (présence de traits verticaux sur toute la longueur de la parcelle). Dans les années 1990, des îlots de terre se trouvent boisés (actuellement par des pins, peut-être début de la plantation). *B. halimifolia* est repérable à partir de la fin des années 2000. Il semble se développer sur les anciennes traces de labour et forme des lignes continues d'arbres, au niveau de la parcelle précédemment évoquée. Aujourd'hui, il forme des patches plus denses et ne semble pas avoir freiné sa progression.

3.2. Végétation :

Une AFC a été réalisée sur les 52 relevés de végétation (**Fig. 6**), au sein desquels 49 espèces floristiques ont pu être identifiées. La densité a été ajoutée comme variable qualitative supplémentaire. Celle-ci est significativement corrélée à l'axe 1 ($P = 1,59.10^{-6}$; $R^2 = 0,46$), et à l'axe 2 ($P = 2,57.10^{-2}$; $R^2 = 0,17$). Les sites présentant des densités 0 et 2 s'opposent sur l'axe 1 (densité 0 positivement corrélée, densité 2 négativement corrélée). Les sites de densités 2 et 3 sont pour leur part opposés sur l'axe 2 (densité 2 négativement corrélée, densité 3 négativement corrélée).

On constate que les quatre sites non envahis de l'étang de Berringue contribuent le plus à l'axe 1. De même, les deux sites non envahis de Bignac, et les trois sites de densité élevée de Saint-Jean contribuent le plus à l'axe 2 (valeurs positives).

L'axe 1 permet d'expliquer 20,39% des variations. Quatre variables environnementales y sont significativement corrélées (P-Values : cf. **Annexe 1**). Il s'agit de l'épaisseur de litière, la conductivité (toutes deux positivement corrélées), le recouvrement de la strate arborée et le recouvrement de la strate arbustive (négativement corrélés).

L'axe 2 permet d'expliquer 12,84% des variations. Six variables environnementales y sont significativement bien représentées (P-value : cf. **Annexe 1**). Il s'agit du recouvrement de la strate arborée, la distance de la placette à l'étendue d'eau, la conductivité, le recouvrement de la strate arbustive, le recouvrement de la strate herbacée (toutes ses variables sont positivement corrélées à l'axe 2) et le recouvrement total (négativement corrélé).

L'axe 3 permet d'expliquer 10,84% des variations. La variable liée au pourcentage de recouvrement total est bien représentée selon cet axe ainsi que le recouvrement de la strate herbacée.

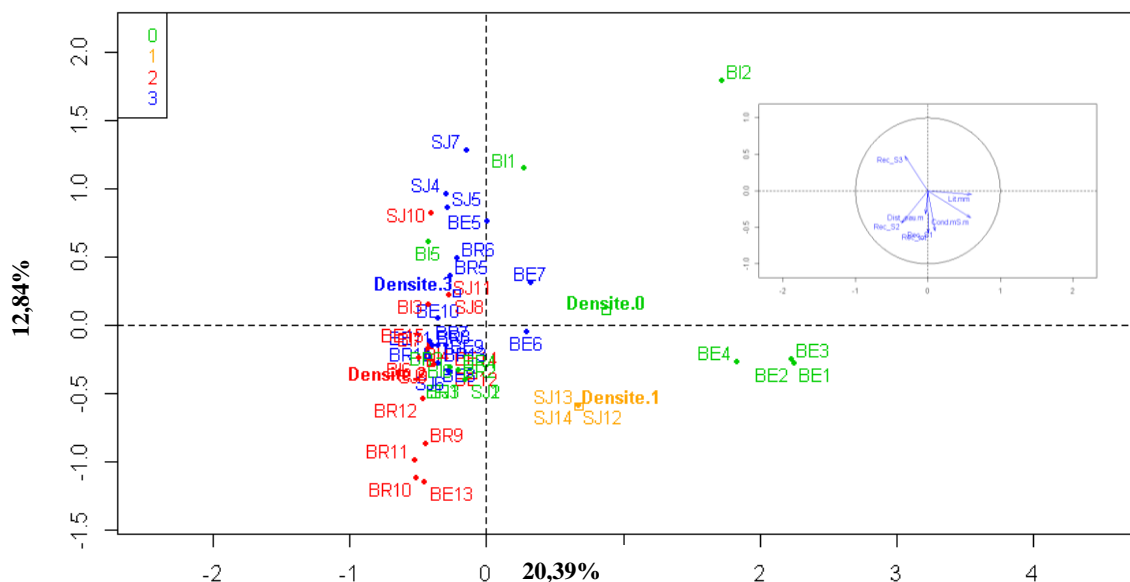


Fig. 6 : AFC selon les axes 1 et 2 des 52 pièges Barbers répartis selon 19 espèces floristiques (ayant une fréquence d'apparition ≥ 3) et colorés selon les 4 modalités de la densité. 0 : absence de *B.halimifolia* ; 1 : densité faible ; 2 : densité moyenne ; 3 : densité forte.

Cercle de corrélation : recouvrement des strates herbacée (S1), arbustive (S2) et arborée (S3) (coefficient d'abondance/dominance) ; épaisseur de litière (mm) ; distance à l'étendue d'eau (m) ; conductivité (mS.m) ; et recouvrement total (%recouvrement).

La projection des espèces de l'AFC (**Fig. 7**) permet de mettre en évidence différents groupes. Trois espèces sont significativement représentées sur l'axe 1 ($\cos^2 > 0,6$) : *Agrostis stolonifera* ($\cos^2 = 0,68$), *Juncus gerardii* ($\cos^2 = 0,82$) et *Atriplex prostrata* ($\cos^2 = 0,56$). Avec *Bolboschoenus maritimus*, ces quatre espèces sont celles dominantes dans les quatre placettes non envahies de l'étang de Berringue, alors que les placettes non envahies des trois autres sites ont une composition floristique semblable (à l'exception de deux relevés à Bignac où deux relevés ont été effectués sur prairie plus en arrière de l'étang).

L'axe 2 semble distinguer les espèces forestières (valeurs positives) : *Quercus petraea*, *Prunus spinosa*, *Hedera helix*, *Rubus fruticosus*, des espèces plus caractéristiques des milieux humides : *glaux maritima*, *Oenanthe silaifolia*.

Il est à noter que six placettes présentent un pourcentage de recouvrement de la strate herbacée inférieure à 50%. Il s'agit de SJ4 et BE5 (5 – 25%) et de SJ5, BI6, BE6 et BE7 (25 – 50%).

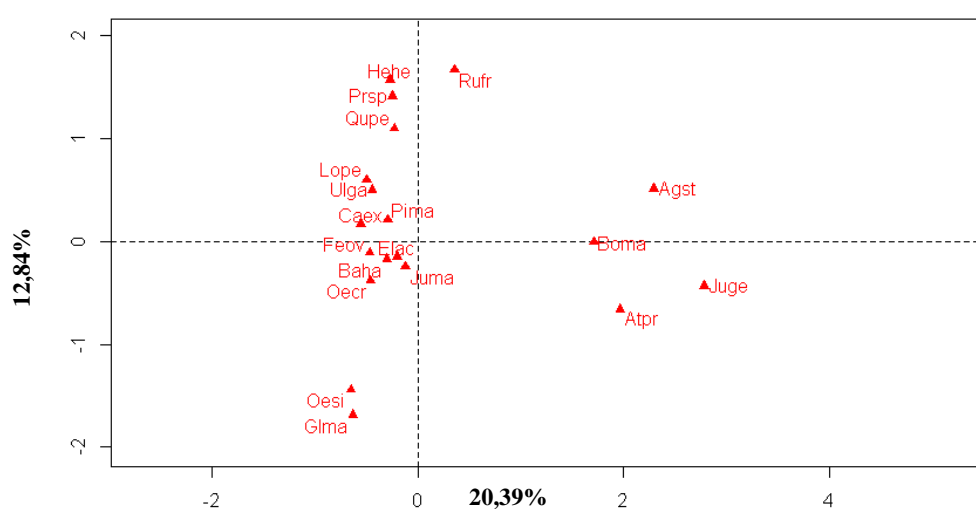


Fig. 7 : AFC selon les axes 1 et 2 des 19 espèces floristiques (ayant une fréquence d'apparition ≥ 3).

3.3. Banque de graines :

Au cours de la phase d'étude, un total de 1025 graines a germé, dont 229 graines de *B. halimifolia*. Les densités pour chaque espèce ont été rapportées à 1m² (**Tab. 2**). La densité de graines de *B. halimifolia* est la plus élevée dans les échantillons des zones moyennement envahies. Les autres graines germées sont principalement du jonc et du scirpe (*Juncus maritimus*, *Juncus bufonius*, *Juncus gerardii*, *Bolboschoenus maritimus*), des espèces herbacées retrouvées de zones humides (*Galium palustre*, *Lycopus europaeus*, *Atriplex prostrata*), des espèces spécialisées des prés salés (*Salicornia europaea*) mais aussi des espèces généralistes qui n'ont pas été recensées lors des inventaires floristiques (*Senecio vulgare*, *Plantago lanceolata*, *Chenopodium polyspermum*).

Tab. 2 : Nombre de germinations apparues pour chaque type de prélèvement et rapporté à 1m² (moyenne ± écart-type)

Espèce	Densité			
	Absente	Faible	Moyenne	Forte
<i>Agrostis stolonifera</i>		955 ± 955	286 ± 121	309 ± 373
<i>Anagallis arvensis</i>		127		
<i>Atriplex prostrata</i>		382		318 ± 90
<i>Baccharis halimifolia</i>		414 ± 335	1337 ± 1730	966 ± 1193
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	7639		509 ± 540	796 ± 708
<i>Chenopodium polyspermum</i>				764
<i>Epilobium tetragonum</i>	382			
<i>Galium palustre</i>		127		255
<i>Juncus bufonius</i>	255	191 ± 90		223 ± 64
<i>Juncus gerardii</i>	127			446 ± 90
<i>Juncus maritimus</i>	1873 ± 2239	1961 ± 1101	1437 ± 1406	1221 ± 833
<i>Lycopus europaeus</i>			127	
<i>Plantago lanceolata</i>		382		
<i>salicornia europaea</i>	127			
<i>Salix sp</i>			191 ± 90	127
<i>Samolus valerandi</i>			2292	2546
<i>Senecio vulgaris</i>			127	
TOTAL graines germées	205	232	203	385

3.4. Variables environnementales

○ Litière

Les épaisseurs de litière ont été mesurées et regroupées par site et niveau de densité (**Fig. 8**). L'épaisseur varie de 11 mm dans les zones où le sol apparaît parfois presque à nu, à 95 mm (à Berringue). A l'exception du Brennec, les zones de densité nulle ou faible présentent une forte amplitude d'épaisseur de litière en comparaison avec les zones de densités moyenne et forte. Dans ces deux derniers types de zones, les valeurs d'épaisseur de litière sont en moyenne autour de 15 à 40 mm. Elle est significativement différente en fonction des sites ($P = 2,25.10^{-2}$). Pour chaque site, aucune différence significative d'épaisseur de litière n'a été mise en évidence selon la densité de *B. halimifolia*, excepté sur le site de Saint-Jean ($P = 1,55.10^{-2}$). Sur ce site, les zones de densité faible présentent une litière plus épaisse que les zones moyennement et fortement envahies. ($P = 4,73.10^{-2}$). Cette zone est située au plus près de l'étang (entre 2 à 5m).

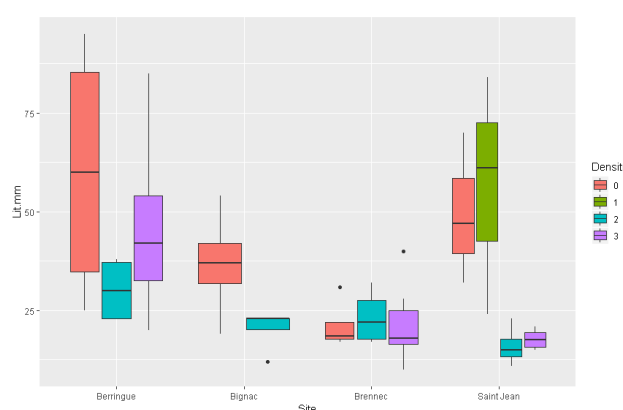


Fig. 8 : Epaisseur de litière (mm) ; ANOVAs à deux facteurs (site (S) et densité (D)). SxD : NS ; S : ** ; D : **. (**): Test significatif à $p < 0,01$.

○ Conductivité

La conductivité a été mesurée et regroupée par site et niveau de densité (**Fig. 9**). Elle varie de 11 (Bignac, arrière prairie acutiflore) à 1344 mS.m⁻¹ (Saint-Jean, bord d'étang de densité faible). Trois zones site x densité sont significativement différentes des autres ; il s'agit de la zone de densité nulle de l'étang de Berringue et les zones de densités nulle et faible de l'étang de Saint-Jean (interaction site / densité : $P = 1,35.10^{-2}$). A l'exception de l'étang du Bignac, les sites de densités nulle et faible présentent des valeurs de conductivité plus importantes.

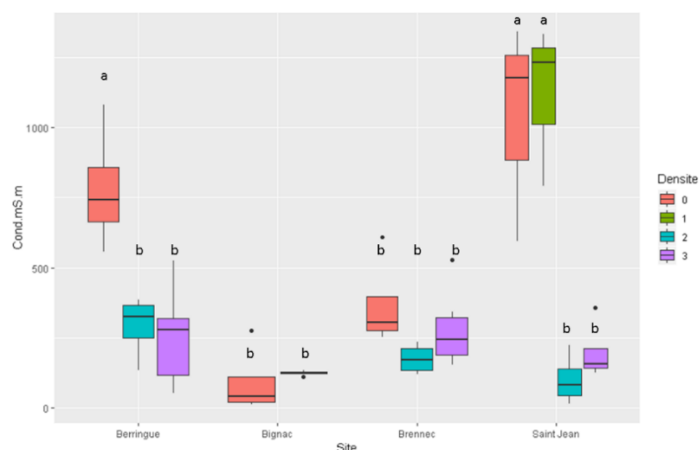


Fig. 9 : Conductivité (mS.m) ; ANOVAs à deux facteurs (site (S) et densité (D)). SxD : *** ; S : *** ; D : ***. (***) : test significatif à $p < 0,001$.

3.5. Arthropodes à l'ordre / sous-ordre :

Un total de 4480 arthropodes a été échantillonné et ces derniers ont été regroupés dans 17 ordres différents (**Tab. 3**).

Statistiquement, il n'y a pas d'effet site sur les abondances et les richesses taxonomiques des communautés d'arthropodes à l'ordre. Les relevés des quatre sites ont ainsi été regroupés pour tester l'effet densité. Les abondances sont statistiquement homogènes. La richesse taxonomique est plus élevée au niveau des zones à forte densité en *B. halimifolia*.

Le taux de prédateurs par rapport à ceux des phytophages, des omnivores et des saprophages est le plus élevé sur toutes les zones. La part des prédateurs et des omnivores tend à être plus élevée dans les zones à forte densité de *B. halimifolia* que dans les zones non envahies.

Tab. 3 : Abondances et richesses taxonomiques des arthropodes des Barbers regroupés par ordres. Anova à un facteur. N = 4

Densité	n	Abondance	Richesse taxonomique	Omnivore	Phytophage	Prédateur	Saprophage
0	15	74,0 ± 61,8	6,9 ± 2,2 ^a	12	5	43	40
1	3	96,3 ± 6,8	7,0 ± 1,0 ^{ab}	-	-	-	-
2	16	81,4 ± 45,0	7,9 ± 1,7 ^{ab}	19	5	44	32
3	18	75,6 ± 33,0	8,9 ± 1,3 ^b	18	2	49	31
P – value		P = 0.80026	P = 0,00892 **	P = 0,06	P = 0,55	P = 0,40	P = 0,36

3.6. Communautés d'araignées :

Le positionnement multidimensionnel non métrique (**NMDS ; Fig. 10**) réalisé sur la matrice de distances appliquée aux communautés d'araignées, permet de mettre en évidence trois groupes en fonction du niveau d'invasion. La zone de densité faible n'a pas été prise en compte dans cette analyse car elle n'était représentée que pour un site (Saint-Jean). Un gradient de densité (selon l'axe des abscisses), séparant les groupes d'araignées de densité nulle, moyenne et forte peut être mis en évidence.

Des tests Anosims ont permis de comparer deux à deux les groupements de densités différentes. Statistiquement, les communautés d'araignées présentes sur les zones de densités nulle et moyenne ne sont pas différentes. Les communautés d'araignées présentes sur les zones de densités moyenne et forte sont, elles, statistiquement différentes ($P = 0,015$; $R = 0,141$), de même que les communautés d'araignées des zones de densités nulle et forte ($P = 0,001$; $R = 0,329$).

L'indice de dissimilarité de Bray-Curtis permet de comparer la diversité entre deux placettes. Il peut être décomposé en deux facteurs : remplacement d'une espèce par une autre, sans que les abondances changent sur les sites, et perte ou gain d'espèces entre les sites (Baselga, 2013).

Ainsi, il est possible de savoir ce qui différencie les groupes de densité nulle et moyenne, des groupes de densité forte. Des tests Anosims ont été réalisés par groupe pour les deux facteurs précédemment décrits. Les zones de densités moyenne et forte présentent des différences d'espèces, mais pas d'abondances ($P = 0,003$; $R = 0,189$). De même pour les zones de densités nulle et forte ($P = 0,001$; $R = 0,343$).

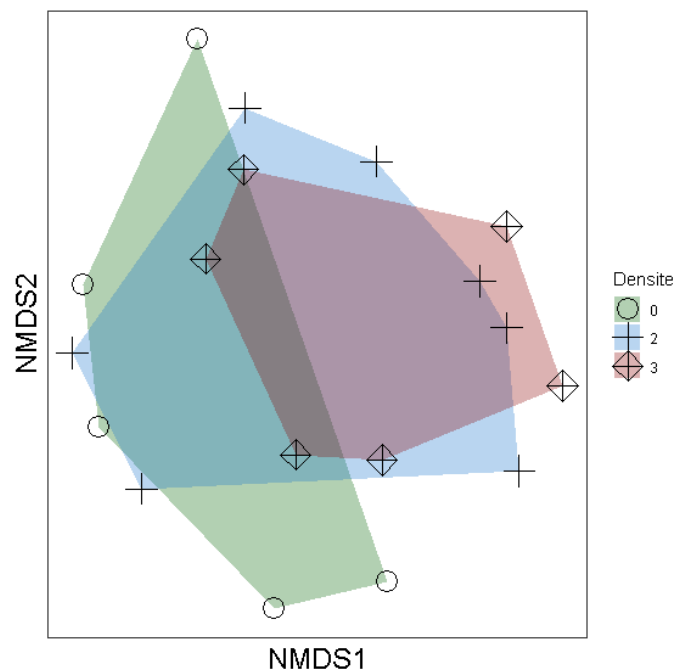


Fig. 10 : NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling) sur la matrice de Bray-Curtis des 91 espèces d'araignées des quatre sites d'étude, réparties selon trois modalités de la densité : 0 : nulle ; 2 : moyenne ; 3 : forte.

○ Espèces indicatrices :

La méthode IndVal (« Species Indicator Values ») (Dufrene and Legendre, 1997) a permis de mettre en évidence plusieurs espèces indicatrices des zones en lien avec le niveau d'invasion de *B. halimifolia*. N'ont été conservées que les espèces présentant une valeur d'IndVal supérieure ou égale à 0,25, qui correspond aux espèces présentes dans au moins 50% des éléments du groupe et/ou aux espèces présentant des abondances relatives d'au moins 50%.

Pocadicnemis juncea et *Pardosa saltans* sont bien représentées dans les zones de fortes densités en *B. halimifolia*.

Aulonia albimana se retrouve particulièrement dans les zones moyennement envahies.

Pirata piraticus et *Pardosa pullata* sont fortement présentes dans les zones non envahies par l'arbuste.

○ Mode de chasse (Barber)

La répartition des modes de chasses d'après les résultats issus des pièges Barber (**Fig. 11**) montre que les chasseuses au sol sont majoritaires dans tous les milieux. Plus le milieu est envahi par *B. halimifolia*, plus la part de chasseuses au sol diminue par rapport aux chasseuses d'embuche, aux autres chasseuses et aux chasseuses spécialisées. L'abondance des chasseuses au sol tend à diminuer avec l'augmentation de la densité en plante invasive, mais sans être significative ($P = 0,098$). Les chasseuses d'embuches (Toutes de la famille des Thomisidae ici), sont significativement plus abondantes dans les milieux à forte densité en *B. halimifolia* que dans les milieux nuls ou à densité moyenne ($P = 0,0081$). Les autres chasseuses et les chasseuses spécialisées tendent également à être plus abondantes dans les milieux envahis même si cela ne se vérifie pas statistiquement (resp. $P = 0,173$ et $P = 0,172$).

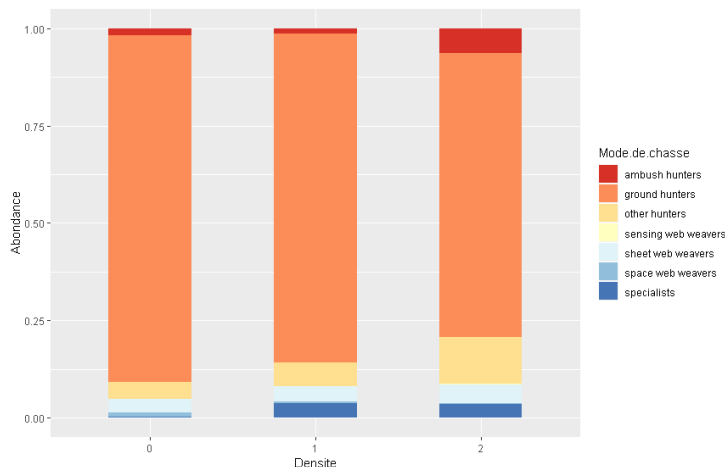


Fig. 11 : Abondances relatives des espèces d'araignées regroupées par guildes de chasse, en fonction des trois densités : 0 : nulle ; 1 : moyenne ; 2 : forte.

3.7. Fourmis :

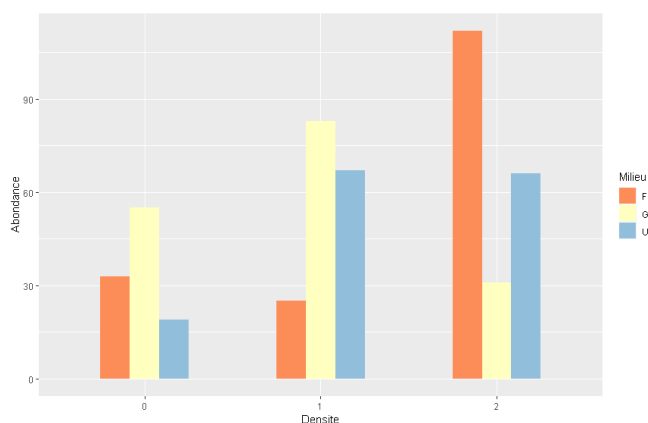
Douze espèces de fourmis de quatre genres différents ont été retrouvées sur les sites (**Tab. 4**). Les abondances de fourmis ne dépendent pas de la densité, avec une moyenne de 12 fourmis par piège, sauf pour les pièges situés en faible densité (au nombre de 3, situés à l'étang de Saint-Jean). Statistiquement, une ANOVA à un facteur à quatre modalités confirme qu'il n'y a pas d'effet densité sur les abondances, ainsi que sur la richesse spécifique (resp. $P = 0,766$ et $P = 0,335$).

Certaines espèces comme *Lasius gp. niger* et *Myrmica ruginodis* se retrouvent davantage dans les zones envahies par *B. halimifolia* (densités moyenne et forte). D'autres telle que *Myrmica scabrinodis* et *Formica cunicularia* se retrouvent en abondance importante dans toutes les zones. *Formica pratensis* se retrouve uniquement dans les zones non envahies et peu envahies.

Tab. 4 : Abondances (\pm écart-type) et richesses spécifiques (\pm écart-type) des espèces de fourmis présentes dans les Barbers pour les quatre modalités de densité (0 : nulle ; 1 : faible ; 2 : moyenne ; 3 : forte). n/N : rapport du nombre de Barbers avec fourmis sur le nombre de Barbers total.

Densité	n/N	Focu	Fofu	Fopr	Laal	Labr	Lafl	Lani	Mygr	Myrb	Myru	Myse	Teca	Abondance	Richesse spécifique
0	9/15	8		1			2	17			33	46		12 \pm 13,0	2,56 \pm 1,13
1	2/3			5				4						5 \pm 2,0	1,50 \pm 0,71
2	15/16	6	1					66	2		23	74	3	12 \pm 12,0	2,13 \pm 0,83
3	17/18	7	2		2	1		55		6	112	24		12 \pm 16	2,47 \pm 0,8

Focu : *Formica cunicularia* ; Fofu : *Formica fusca* ; Fopr : *Formica pratensis* ; Laal : *Lasius* groupe *alienus* ; Labr : *Lasius brunneus* ; Lafl : *Lasius flavus* ; Lani : *Lasius* groupe *niger* ; Mygr : *Myrmica graminicola* ; Myrb : *Myrmica rubra* ; Myru : *Myrmica ruginodis* ; Myse : *Myrmica scabrinodis* ; Teca : *Tetramorium* groupe *caespitum*



Sur un total de 500 individus échantillonnés, environ 1/3 est considéré comme spécialiste des milieux forestiers, 1/3 comme spécialiste des milieux ouverts et 1/3 des individus est ubiquiste. Ces données ont été réparties sur le graphique **Fig. 12**. Il y a plus d'individus présents dans les zones à forte densité en *B. halimifolia* (209/500) par rapport au nombre d'individus présents dans les milieux de référence (107/500).

Fig. 12 : Abondances des espèces de fourmis selon leur préférence d'habitats (F : milieux forestiers ; O : Milieux ouverts ; U : ubiquistes) regroupés selon les 3 modalités de densité (0 : nulle ; 1 : moyenne ; 2 : forte).

La part des espèces forestières a tendance à augmenter avec l'augmentation de la densité de *B. halimifolia* tout comme la part des espèces ubiquistes. La part des espèces de milieux ouverts a tendance à diminuer avec l'augmentation de la densité de *B. halimifolia*, mais est toujours présente. Statistiquement, des ANOVAs à un facteur (densité) pour les trois modalités et pour chaque type de milieux ne permet pas d'appuyer les observations (U : $P = 0,1742$; G : $P = 0,2609$; F : $P = 0,6171$).

3.8. Carabes :

Un total de 47 carabes a été capturé par la méthode des pièges Barber (**Annexe 3**). La richesse spécifique et l'abondance étaient plus élevées dans les zones densément envahies par *B. halimifolia*. Les carabes étaient au nombre de 26 individus répartis en 15 espèces dans les zones densément peuplées contre 9 individus répartis en 4 espèces dans les zones non envahies.

3.9. Arthropodes des strates supérieures (filet fauchoir et nappe) :

Au total, 500 individus ont été récoltés avec le filet fauchoir et 78 individus avec la nappe de battage (**Tab. 5**). Certains ordres / sous-ordres n'ont pu être récoltés qu'avec le filet tels que les hémiptères sternorhynchia. D'autres n'ont été échantillonnés que sur la nappe comme les opilions et les isoptères.

Les hémiptères cicadomorphes (sous-ordre dominant), les diptères brachycères et les araignées (resp. 120 et 93 individus) sont bien représentés dans la partie supérieure des joncs. Sur *B. halimifolia*, l'ordre des araignées est dominant, et les isoptères sont bien présents (resp. 18 et 11 individus).

Tab. 5 : Abondance des individus regroupés par ordre et sous-ordre. Capture au filet (placettes de densité nulle) et à la nappe de battage (placette de densité forte) pour les quatre sites.

Ordre / Sous ordre	Filet (densité 0)	Nappe (densité 3)
Acari	23	8
Araneae	93	18
Collembola	9	8
Coleoptera – Polyphaga	15	4
Diptera – Brachycera	120	
Diptera – Nematocera	29	3
Hemiptera		
- Cicadomorpha	165	2
- Heteroptera	4	4
- Stenorhynchia	3	
Hymenoptera		
- Apocrita	20	8
- Symphita	3	1
Isoptera		11
Odonata – Zygoptera	2	
Opiliones		8
Orthoptera – Caelifera	1	
Orthoptera – Ensifera	8	1
Psocoptera	4	2
Thysanoptera	1	
Total général	500	78

La répartition des arthropodes selon leur guildes trophique (**Fig. 13**) montre que dans les joncs, les phytophages sont dominants alors que les omnivores le sont dans l'arbuste invasif. Dans les placettes envahies, la part des omnivores et des prédateurs croît aux dépens de celle des phytophages et des saprophages.

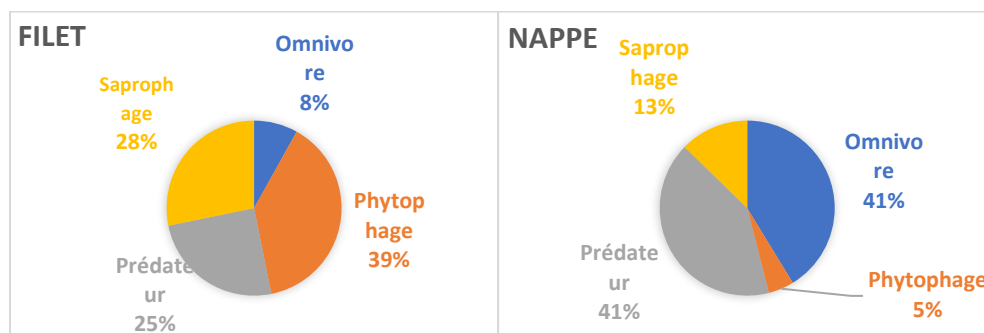


Fig. 13 : pourcentage d'abondance des arthropodes au sein de grands groupes trophiques selon le moyen de capture (Filet : au sein des placettes de densité nulle ; Nappe : au sein des placettes de forte densité).

La répartition des araignées issues du filet fauchoir et de la nappe de battage est présentée sur la **figure 14**. Les tisseuses de toile orbiculaire sont dominantes dans les échantillons des deux modes de capture, même si elles sont beaucoup plus abondantes dans les filets que les nappes. Au niveau des échantillons de nappe, la part des tisseuses de toile orbiculaire diminue aux dépens des autres chasseuses et des tisseuses de toile en nappe.

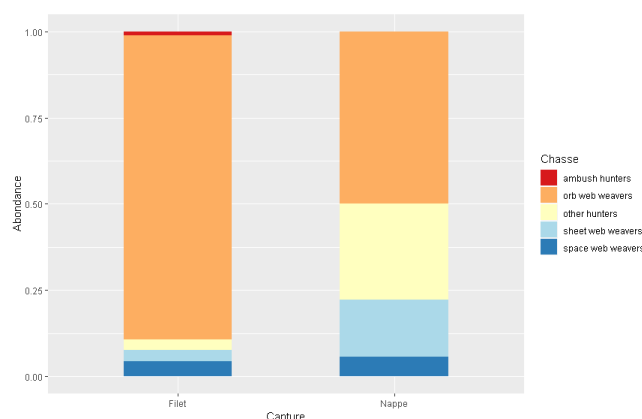


Fig. 14 : Abondances relatives des espèces d'araignées regroupées par guildes de chasse, par mode de capture (filet : placettes de densité nulle ; nappe : placettes de forte densité), pour les quatre sites.

Parmi les arthropodes récoltés, 93 araignées ont été retrouvées avec la méthode du filet fauchoir et 18 avec la méthode de la nappe de battage. Les espèces et leur abondance ont été réunies dans le **tableau 6**. Aucune espèce n'apparaît à la fois dans les échantillons de filet et de nappe, même s'il n'est pas à exclure que des araignées non identifiées immatures présentes dans le filet (Araneidae, Tetragnathidae) soient en réalité de la même espèce que celles de la nappe. La famille des Araneidae est dominante dans les filets (plus de 50% des individus piégés) et celle des Tetragnathidae est bien représentée (1/3 des individus piégés dans le filet). La famille des Linyphiidae est dominante dans les échantillons de nappe de battage. C'est également la famille la plus diversifiée, avec 6 espèces différentes sur 7 individus piégés dans la nappe. Les deux milieux ont des richesses spécifiques comparables (13 espèces identifiées dans les joncs ; 11 espèces identifiées dans *B. halimifolia*).

Tab. 6 : Abondance des espèces d'araignées par mode de capture (Filet : placettes de densité nulle ; nappe : placette de forte densité) pour les quatre sites.

Espèces	Filet (densité 0)	Nappe (densité 3)
Araneidae	54	6
Araneidae sp	47	4
Araniella cucurbitina		1
Gibbaranea gibbosa		1
Larinioides suspicax	2	
Mangora acalypha	5	
Dyctinidae	1	
Nigma walckenaeri	1	
Linyphiidae	5	7
Agyneta rurestris	2	
Diplocephalus latifrons		1
Entelecara acuminata		1
Hypomma cornutum		1
Maso sundevalli	1	
Oedothorax retusus	1	
Pelecopsis paralella		2
Stemonyphantes sp		1
Tenuiphantes mengei		1
Tenuiphantes tenuis	1	
Philodromidae		1
Philodromus cespitum		1
Salticidae	1	
Heliophanus sp	1	
Tetragnathidae	28	3
Tetragnatha extensa	5	
Tetragnatha intermedia		3
Tetragnatha sp	23	
Theridiidae	3	1
Dipoena melanogaster	1	
Neottiura bimaculata	2	
Theridiidae sp		1
Thomisidae	1	
Xysticus sp	1	
TOTAL	93	18

4. Discussion - Impact de *Baccharis halimifolia* sur l'écosystème

4.1. Dynamique générale de la colonisation :

Baccharis halimifolia colonise principalement les zones de haut schorre. Sur les sites de Saint-Jean, Brennec et Bignac, ces zones étaient recouvertes de *Juncus maritimus*, ce qui corrobore les observations de Caño et al. (2013). En effet, l'étude réalisée sur des prés salés en Espagne, a évalué une fréquence d'apparition de la plante invasive plus importante sur les zones à juncs que sur les autres zones du pré salé. Les zones non envahies de l'étang de Berringue ont une communauté floristique différente constituée de *Bolboschoenus maritimus* et *Juncus gerardii*.

B. halimifolia colonise des zones selon deux schémas différents. Il peut former des bandes longeant l'interface entre les milieux forestiers et les prés salés. C'est le cas sur l'étang de Saint-Jean. Des espèces caractéristiques des milieux forestiers telles que *Rubus fruticosus*, *Quercus petraea*, *Prunus spinosa* et *Hedera helix* sont retrouvées dans quelques relevés. L'histoire du site laisse penser que loin de modifier le milieu, *B. halimifolia* s'est implanté près de ces milieux de transition entre forêt et pré salé, où les conditions édaphiques et microclimatiques étaient peut-être plus clémentes. C'est également le cas au Brennec, où l'arbuste se retrouve en bordure de lande boisée. Sur l'étang de Berringue, *B. halimifolia* s'est installé en bordure du chemin de promenade, jouxtant une forêt et des landes boisées ainsi que des saules. A l'étang du Bignac, sa présence est liée à celle des ajoncs. Il peut aussi couvrir des zones de plus grande superficie. Derrière des talus, comme c'est le cas à Brennec, où la plante s'est développée sur une ancienne prairie. Il a également colonisé des zones avec une surface plus importante sur l'étang de Berringue, à l'Ouest (près d'une zone envahie par les pins et d'une roselière). La zone se situe à proximité d'une lande envahie par les pins. Sur l'étang de Bignac, *B. halimifolia* semble s'être installé dans des anciens sillons de labour (d'après photos aériennes ; malheureusement aucun relevé floristique n'a pu être effectué sur cette zone à cause de l'accessibilité du site).

4.2. Impact sur les communautés végétales :

Les zones à juncs envahies n'ont pas subi de réelles modifications de recouvrement de la strate herbacée. Lorsqu'il est plus âgé, *B. halimifolia* développe une litière autour de son tronc sur quelques centimètres de diamètre, mais la litière ne semble pas évoluer vers une litière forestière.

B. halimifolia ne semble pas avoir d'impact sur la richesse spécifique dans les zones moyennement envahies. En Australie, la plante invasive a formé d'épais sous-bois et a empêché la croissance des carex natifs (Sims-Chilton and Panetta, 2011). Ici, les prés salés du haut schorre ont une faible richesse spécifique, avec parfois un peuplement monospécifique à *Juncus maritimus* (sur quelques zones non envahies au Brennec et sur l'étang de Saint-Jean). Souvent, ces juncs sont accompagnés d'*Atriplex prostrata*, *Glaux maritima*, *Elytrigia acuta* et/ou *Festuca ovina*. Dans les zones envahies, les juncs côtoient des espèces liées au milieu qu'ils jouxtent (*Ulex gallii*, *Ulex europaeus*, *Pinus pinaster*, *Quercus petraea*) mais les espèces citées précédemment ne disparaissent pas. Une étude de Fried et al., (2014) réalisée sur des communautés de *Juncus maritimus* et *Juncus acutus* en Méditerranée a montré qu'en moyenne, à l'échelle d'un quadrat de 4m², *B. halimifolia* réduit la richesse spécifique de 42%.

L'étude étant toujours en cours et certaines espèces restant à identifier, il est difficile d'établir les conséquences de l'invasion de *B. halimifolia* sur la composition de la banque de graines dans le sol. Néanmoins, certains éléments apparaissent déjà. Ainsi, lors de la mise en culture en avril, les plantules de *B. halimifolia* ont émergé très vite et depuis le mois de juillet très peu de nouveaux individus ont germé. *B. halimifolia* fait partie de la famille des Asteracées, une famille connue pour sa capacité à disperser ses graines sur de longues distances et efficacement. *B. halimifolia* fleurit d'avril à octobre et monte en graine d'octobre à novembre, en ayant une capacité de production de 10 000 à 1 500 000 graines par an (Westman et al., 1975 ; Van Deelen and Timothy, 1991). D'après Westman et al. (1975), la plupart des graines germent dans le mois qui suit leur dépôt, le reste des graines se retrouvant dans la banque du sol. L'étude menée confirme cette intégration à la banque de graines dans le sol. En effet, ici, les densités de plantules issues de la banque de graines varient d'environ 400 plants.m⁻² pour les échantillons issus de zones à faible densité, jusqu'à 1400 plants.m⁻² pour les échantillons issus des zones à densité moyenne. On peut s'attendre à ce que la banque de graines de *B. halimifolia* persiste au moins deux ans (Panetta, 1979). Cela signifie qu'une surveillance devrait être mise en place dans les deux ans qui suivent la restauration des zones envahies, de manière à épuiser la banque de graines. On note également que les espèces typiques du haut schorre sont toujours présentes dans la banque de graines des échantillons prélevés dans les milieux envahis. Cela même dans les zones à influence forestière où la strate herbacée est peu présente comme Saint-Jean. Cela laisse présager d'une bonne potentialité de restauration des sites.

4.3. Conséquences sur les des communautés d'arthropodes :

L'impact sur les communautés d'arthropodes est complexe. En effet, la richesse taxonomique s'est trouvée plus élevée dans les zones de forte densité en *B. halimifolia*. A l'inverse, dans une compilation des études réalisées sur l'impact des plantes invasives sur les arthropodes, Spafford et al., (2013) conclue à une diminution de la richesse spécifique des espèces d'arthropodes en présence des plantes invasives. Cependant dans cette étude, ce n'est pas la richesse spécifique qui a été prise en compte mais bien une richesse taxonomique, donc une richesse d'ordres voire de sous-ordres d'arthropodes. Ces groupes ont surtout permis de constituer des guildes trophiques pour lesquels des tendances ont pu être mises en évidence. Pour les individus constituant la faune épigée (issus des pièges Barber), la part des omnivores et des prédateurs tend à augmenter dans les zones envahies. La même tendance s'observe lorsqu'on compare les individus présents dans les joncs et ceux dans *B. halimifolia*. Cela peut s'expliquer par la modification de la végétation : un arbuste a une architecture plus complexe qu'une herbacée. Cela peut avoir des conséquences diverses : cette complexité d'architecture peut offrir plus de cachettes à un herbivore. (Lawton, 1983) A l'inverse, la structure complexe de la plante peut permettre de constituer un nouvel abri au prédateur, et lui fournir plus de nourriture (Dicke, 2000). La qualité de la nourriture peut aussi entrer en jeu. Les espèces herbacées allouent 12 à 46 fois plus de biomasse à leurs feuilles que les espèces ligneuses, et constituent donc une ressource abondante pour les herbivores (van Hengstum et al., 2014), ressource qui diminue avec le développement de *B. halimifolia*.

La différence entre la technique du filet fauchoir et celle de la nappe de battage ne permet pas de comparer les abondances des espèces. Néanmoins, il apparaît que les espèces sont très différentes. Il semble donc que, dans cette étude, les espèces présentes dans les joncs ne peuvent coloniser les strates arbustives.

Ceci s'observe particulièrement bien sur les communautés d'araignées. En effet, aucune espèce n'a été trouvée à la fois dans les zones non envahies à joncs et sur *B. halimifolia*. Il est intéressant de noter que certaines espèces retrouvées sur la plante invasive telles que *Gibbaranea gibbosa* et *Entelecara acuminata* se retrouvent dans des buissons et des arbres en milieu ouvert.

De même, des guildes ont été formées pour classer les fourmis selon leur affinité à des milieux fermés ou ouverts (Wiezik et al., 2013). Les fourmis semblent sensibles à la fermeture du milieu par *B. halimifolia*. On remarque que les espèces forestières ne dominent que dans les milieux densément envahis, et que ce sont les espèces de milieux ouverts qui dominent même les zones moyennement envahies. Wiezik et al. (2013) a montré que même si les fourmis sont très sensibles à la fermeture du milieu, un couvert forestier faible à moyen peut augmenter la richesse spécifique - cela en hétérogénéisant la structure de l'habitat. Ce n'a pas été le cas dans cette étude.

A une échelle plus précise, il a été possible de former des guildes de chasse pour les araignées (Cardoso et al., 2011). Les milieux non envahis sont moins diversifiés que les milieux envahis, que ce soit pour les individus piégés avec les Barbers (principalement chasseuses au sol) ou pour les individus piégés avec le filet fauchoir (principalement tisseuses de toile orbiculaire). La diversification peut encore une fois s'expliquer par la complexification de l'architecture végétale. D'après Langellotto and Denno (2004), les araignées sont très sensibles à une modification structurelle de leur milieu. Les chasseuses au sol et les tisseuses de nappes voient leur abondance augmenter quand le milieu se complexifie. A l'inverse, ces changements de structure qui s'accompagnent d'une modification de la litière, de la microtopographie et de l'hydrologie des sites peuvent constituer un stress pour certaines araignées qui tissent des toiles en nappe près du sol (Gratton and Denno, 2005).

Les araignées représentent plus d'un tiers de tous les arthropodes échantillonnés. Les analyses multivariées réalisées sur les communautés d'araignées confirment l'impact de l'invasion sur la distribution des espèces. La présence de *B. halimifolia* à densité moyenne ne semble pas impacter les populations d'araignées. Les indices mis au point par Baselga (2013) ont permis de comprendre de quelle manière les populations d'araignées étaient modifiées entre les milieux non envahis et les milieux fortement envahis, mais aussi entre les milieux moyennement envahis et les milieux fortement envahis. Ainsi, la présence de *B. halimifolia* à forte densité ne modifie pas l'abondance mais la nature des espèces.

4.4. Espèces indicatrices et potentialité dans un suivi pour restauration :

Parmi les différents groupes taxonomiques étudiés, les araignées se sont avérées être le groupe le plus abondant et le plus diversifié. Ainsi, la méthode IndVal (Dufrene and Legendre, 1997) a permis de mettre en évidence des espèces indicatrices d'araignées dans les zones non envahies, les zones moyennement envahies et les zones densément envahies par *B. halimifolia* :

- *Pirata piraticus* et *Pardosa pullata* ont été retrouvées dans plus de la moitié des zones non envahies (où bien elles représentent en moyenne plus de 50% des espèces capturées sur ces zones). *Pirata piraticus* est une espèce hygrophile tolérante au sel que l'on retrouve typiquement dans les prés salés. *Pardosa pullata* est une espèce de milieux ouverts.
- *Aulonia albimana* a été retrouvée dans la plupart des zones moyennement envahies. Il est intéressant de noter que cette espèce de Lycosidae se retrouve préférentiellement dans les milieux ouverts, chauds et ombragés (tels que les landes). C'est aussi la seule de sa famille à former une toile en entonnoir.

- *Pocadicnemis juncea* et *Pardosa saltans* sont présentes dans plus de 50% des zones densément envahies. La première est une espèce de Linyphiidae hygrophile présente de milieux ouverts et que l'on rencontre fréquemment dans les prés salés. La seconde est une Lycosidae de milieux forestiers. Les espèces ressorties comme indicatrices ici sont deux espèces totalement différentes. La première témoigne de l'adaptation de certaines araignées à un changement d'habitat. La seconde témoigne de la capacité des araignées à coloniser de nouveaux milieux.

Les carabes, pour leur part, n'ont constitué que 47 individus échantillonnés (**Annexe 3**). Alors qu'ils ont été utilisés pour quantifier l'impact d'invasion dans certaines études (Pétillon et al., 2008), ils ne paraissent pas être, ici, des bioindicateurs judicieux. Néanmoins, ils permettent de confirmer encore une fois l'impact de *B. halimifolia* sur les communautés d'arthropodes : augmentation de la richesse spécifique dans les zones fortement envahies, caractère forestier de certaines espèces retrouvées dans les zones envahies (*Carabus violaceus*, *Carabus nemoralis*) ainsi que la présence de carabes de milieux ouverts dans les zones également fortement envahies (*Phila obtusa*, *Carabus monilis*).

Certaines araignées halophiles étaient présentes dans nos relevés (liste tirée de (Pétillon et al., 2005)). Il s'agit de *Arctosa fulvolineata*, retrouvée dans trois relevés et deux sites différents (Bignac et Brennec) dont un fortement envahi par *Baccharis halimifolia*. La deuxième était *Silometopus ambiguus*, retrouvée également dans trois relevés et deux sites (Berringue et Brennec), à chaque fois dans des zones moyennement ou densément envahies. De plus, dans l'étude de Pétillon et al. (2005), cette espèce a été trouvée en augmentation après l'invasion d'un pré salé par *Elymus athericus*. Ces espèces sont sensibles à des variations de salinité et à l'inondation, tout en sachant qu'un fort gradient de salinité est présent sur les prés salés. Ainsi, la présence de ces espèces peut être davantage limitée par ces conditions environnementales que par la présence de *B. halimifolia*.

5. Conclusion

A l'échelle paysagère, *B. halimifolia*, en ajoutant une strate de végétation, a considérablement modifié le paysage de prés salés. On pouvait donc penser que cet arbuste modifierait la composition et l'abondance des communautés floristiques, notamment des espèces herbacées. Fried et al. (2016) a effectivement recensé de nombreuses études montrant une diminution des espèces herbacées, *B. halimifolia* entrant en compétition pour la lumière avec ces espèces. Or, il est difficile de constater un changement dans la strate herbacée, celle-ci étant presque toujours présente dans les relevés effectués, même lorsque la plante invasive était densément installée. La banque de graine dans le sol confirme l'intégration des graines de *B. halimifolia*. Mais les sites envahis conservent une bonne potentialité de restauration puisque les graines relatives aux espèces du pré salé sont toujours présentes dans la banque du sol.

En revanche, en modifiant la structure de l'écosystème qu'il envahit, *Baccharis halimifolia* impacte nettement les communautés d'arthropodes qui le compose. Après s'être initiée il y a environ une vingtaine d'années, l'invasion porte déjà des effets : la part des omnivores et des prédateurs a augmenté dans les zones envahies, ce qui implique des changements dans la chaîne alimentaire. En ce qui concerne un suivi à long terme, les araignées ont confirmé être un groupe cible intéressant. Ces espèces ont une dispersion rapide et une grande capacité de colonisation d'un milieu (Cristofoli et al., 2010). De plus, la grande diversité d'espèce et de groupes fonctionnels font de ce groupe un outil de suivi intéressant.

6. Bibliographie

- Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods Ecol. Evol.* 4, 552–557.
- Blatrix, R., Glakowski, C., Lebas, C., and Wegnez, P. (2013). Fourmis de France, de Belgique et du Luxembourg [Texte imprimé] ([Paris] : Delachaux et Niestlé. impr. 2013.).
- Bioret, F., Gallet, S. (coord.), (2015). Restauration des végétations de hauts de falaises du littoral Manche-Atlantique. Guide méthodologique à l'usage des gestionnaires d'espaces naturels. Université de Bretagne Occidentale. 74 p.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D., and Herrera, M. (2013). Replacement of estuarine communities by an exotic shrub: distribution and invasion history of *Baccharis halimifolia* in Europe. *Biol. Invasions* 15, 1183–1188.
- Coste HJ (1906) Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et de contrées limitrophes. Tome troisième, Paris.
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., and Coddington, J.A. (2011). Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders.
- Cristofoli, S., Mahy, G., Kekenbosch, R., and Lambeets, K. (2010). Spider communities as evaluation tools for wet heathland restoration. *Ecol. Indic.* 10, 773–780.
- Dicke, M. (2000). Chemical ecology of host-plant selection by herbivorous arthropods: a multitrophic perspective. *Biochem. Syst. Ecol.* 28, 601–617.
- Dufrene, M., and Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366.
- Erfanzadeh, R., Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., and Hoffmann, M. (2010). The effect of successional stage and salinity on the vertical distribution of seeds in salt marsh soils. *Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 205, 442–448.
- Ervin, G.N. (2009). Distribution, Habitat Characteristics, and New County-Level Records of *Baccharis halimifolia* L. on a Portion of Its Present US Range Boundary. *Southeast. Nat.* 8, 293–304.
- Fried, G., Laitung, B., Pierre, C., Chagué, N., and Panetta, F.D. (2014). Impact of invasive plants in Mediterranean habitats: disentangling the effects of characteristics of invaders and recipient communities. *Biol. Invasions* 16, 1639–1658.
- Fried, G., Caño, L., Brunel, S., Beteta, E., Charpentier, A., Herrera, M., Starfinger, U., and Panetta, F.D. (2016). Monographs on Invasive Plants in Europe: *Baccharis halimifolia* L. *Bot. Lett.* 163, 127–153.
- Gratton, C., and Denno, R.F. (2005). Restoration of Arthropod Assemblages in a *Spartina* Salt Marsh following Removal of the Invasive Plant *Phragmites australis*. *Restor. Ecol.* 13, 358–372.
- Greenwood, H., O'Dowd, D.J., and Lake, P.S. (2004). Willow (*Salix × rubens*) invasion of the riparian zone in south-eastern Australia: reduced abundance and altered composition of terrestrial arthropods: Impacts of riparian zone invasion on arthropods. *Divers. Distrib.* 10, 485–492.
- Guevara, J., and Avilés, L. (2009). Elevational changes in the composition of insects and other terrestrial arthropods at tropical latitudes: a comparison of multiple sampling methods and social spider diets. *Insect Conserv. Divers.* 2, 142–152.
- ter Heerdt, G., Verweij, G., Bekker, R.M., and P. Bakker, J. (1996). An Improved Method for Seed-Bank Analysis: Seedling Emergence After Removing the Soil by Sieving. *Funct. Ecol.* 10, 144–151.
- van Hengstum, T., Hooftman, D.A.P., Oostermeijer, J.G.B., and van Tienderen, P.H. (2014). Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *J. Ecol.* 102, 4–11.

- Langellotto, G.A., and Denno, R.F. (2004). Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139, 1–10.
- Lawton, J.H. (1983). Plant Architecture and the Diversity of Phytophagous Insects. *Annu. Rev. Entomol.* 28, 23–39.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., and Bazzaz, F.A. (2000). Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecol. Appl.* 10, 689–710.
- Panetta, F. (1979). Germination and seed survival in the woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.). *Aust. J. Agric. Res. - AUST J AGR RES* 30.
- Pearson, D.E. (2009). Invasive plant architecture alters trophic interactions by changing predator abundance and behavior. *Oecologia* 159, 549–558.
- Pétillon, J., Ysnel, F., Canard, A., and Lefeuvre, J.-C. (2005). Impact of an invasive plant (*Elymus athericus*) on the conservation value of tidal salt marshes in western France and implications for management: Responses of spider populations. *Biol. Conserv.* 126, 103–117.
- Pétillon, J., Georges, A., Canard, A., Lefeuvre, J.-C., Bakker, J.P., and Ysnel, F. (2008). Influence of abiotic factors on spider and ground beetle communities in different salt-marsh systems. *Basic Appl. Ecol.* 9, 743–751.
- Pétillon, J., Potier, S., Carpentier, A., and Garbutt, A. (2014). Evaluating the success of managed realignment for the restoration of salt marshes: Lessons from invertebrate communities. *Ecol. Eng.* 69, 70–75.
- Roberts, M.J. (1993). *The spiders of Great Britain and Ireland* (Colchester, Essex CO6 4AH, England: Harley Books).
- Roberts, M.J., and Leraut, P. (2014). *Guide des araignées de France et d'Europe : plus de 450 espèces décrites et illustrées* (Paris : Delachaux et Niestlé. DL 2014.).
- Sims-Chilton Nikki, M., and Dane Panetta, F. (2011). The biology of Australian weeds 58. *baccharis halimifolia* L. *Plant Prot. Q.* 26, 114–123.
- Spafford, R., Lortie, C., and Butterfield, B. (2013). A systematic review of arthropod community diversity in association with invasive plants. *NeoBiota* 16, 81–102.
- Tang, L., Gao, Y., Wang, C., Zhao, B., and Li, B. (2012). A plant invader declines through its modification to habitats: A case study of a 16-year chronosequence of *Spartina alterniflora* invasion in a salt marsh. *Ecol. Eng.* 49, 181–185.
- Van Deelen, Timothy R. 1991. *Baccharis halimifolia*. In: *Fire Effects Information System*, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer).
- Vitousek, P.M. (1990). Biological Invasions and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies. *Oikos* 57, 7.
- Westman, W.E., Panetta, F.D., and Stanely, T.D. (1975). Ecological studies on reproduction and establishment of the woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.: Asteraceae). *Aust. J. Agric. Res.* 26, 855–870.
- Wiezik, M., Svitok, M., Wieziková, A., and Dovčiak, M. (2013). Shrub encroachment alters composition and diversity of ant communities in abandoned grasslands of western Carpathians. *Biodivers. Conserv.* 22, 2305–2320.

ANNEXE 1 : Structure d'accueil et contexte du stage

Au sein de l'Université de Brest, le laboratoire Géoarchitecture. Territoires, Urbanisation, Biodiversité, Environnement (EA 7462) est une équipe pluridisciplinaire (géographes, sociologues, écologues, économistes, ...). Les projets de recherche de l'équipe s'articulent autour de trois axes principaux : approches dynamiques des territoires urbains et naturels (axe auquel le projet est rattaché) ; inventions et gestions des patrimoines ; pratiques, usages et représentations. Ce laboratoire s'inscrit dans différents départements dont le département de Biologie

Ce stage est inscrit dans un projet qui associe l'UBO à deux autres structures : le syndicat mixte de la Ria d'Etel et l'association Al'Terre Breizh. Il s'agit d'un projet pilote sur trois ans qui vise à protéger la biodiversité en faisant émerger des dynamiques de transitions écologiques. Parmi ces dynamiques, il s'agit de mettre en place des rencontres écocitoyennes, des chantiers d'écovoltariat, des form'actions ainsi qu'un laboratoire d'initiative locale. Cette étude va permettre d'apporter une caution scientifique au projet global.

ANNEXE 2 : Valeurs de significativité des AFC

Tab.1 : Significativité des variables environnementales. (*) : Test significatif à $p < 0,05$; (**) : Test significatif à $p < 0,01$; (***) : test significatif à $p < 0,001$.

Axe1	Lit***	Cond***	S3*	S2**		
Axe 2	Rtot***	Cond**	S3***	S2***	S1***	Dist_Eau*
Axe 3	Rtot*	S1*				

Tab. 2 : Distribution des placettes par %recouvrement de la strate herbacée

Recouvrement S1	Densité 0	Densité 1	Densité 2	Densité 3
5 – 25%	0	0	0	2
25 – 50%	0	0	1	4
50 – 75%	1	0	3	1
75 – 100%	14	3	12	11

ANNEXE 3 : CARABES

47 carabes ont été échantillonnés avec les pièges Barber (**Tab.1**). Leur faible nombre ne permet pas de calculer des indices de diversité représentatifs.

En excluant les zones de densité faible où seuls deux individus ont été retrouvés, il est possible de déterminer des espèces présentes dans tous les niveaux de densité. C'est le cas d'*Agonum nigrum* ou encore d'*Oodes helopioides*. Il y a une richesse spécifique plus importante dans les zones de densité forte en *B. halimifolia*. De nombreuses espèces n'ont été retrouvées que dans ces zones, comme les deux espèces du genre *Acupalpus*, *Carabus monilis*, *Harpalus atratus*, *Ocydromus deletus*, *Oxypselaphus obscurus*, *Phyla obtusa*, *Pterostichus ovoideus*, *Pterostichus strenuus* et *Stenolophus teutonius*.

Tab. 1 : Abondance des espèces de carabes retrouvés dans les Barbers pour les quatre modalités de densité (0 : nulle ; 1 : faible ; 2 : moyenne ; 3 : forte). n/N : rapport du nombre de Barbers avec carabes sur le nombre de Barbers total.

Densité	n/N	Acdu	Acpa	Agaf	Agni	Bape	Cain	Camo	Cane	Cavi	Haat	Lopi	Mela	Noru	Ocde	Oohe	Oxob	Phob	Ptno	Ptov	Ptst	Ptve	Stte
0	7/15			1	4								1			3							
1	2/3					1						1											
2	4/16				1		1		2	1				1		1			1			1	
3	15/18	1	1		2	2		1	7		1				1	1	3	2		1	1	1	1

Acdu : *Acupalpus dubius* ; Acpa : *Acupalpus parvulus* ; Agaf : *Agonum afrum* ; Agni : *Agonum nigrum* ; Bape : *Badister peltatus* ; Cain : *Carabus intricatus* ; Camo : *Carabus monilis* ; Cane : *Carabus nemoralis* ; Cavi : *Carabus violaceus* ; Haat : *Harpalus atratus* ; Lopu : *Loricera pilicornis* ; Mela : *Metallina lampros* ; Orde : *Ocydromus deletus* ; Oohe : *Oodes helopioides* ; Oxob : *Oxypselaphus obscurus* ; Phob : *Phyla obtusa* ; Ptma : *Pterostichus madidus* ; Ptno : *Pterostichus ovoideus* ; Ptst : *Pterostichus strenuus* ; Ptve : *Pterostichus vernalis* ; Stte : *Stenolophus teutonius*

RESUMÉ

Les espèces exotiques envahissantes bouleversent de nombreux écosystèmes et en modifient la structure et le fonctionnement. Dans le Morbihan, l'espèce invasive *Baccharis halimifolia*, arbuste originaire des Etats-Unis, menace 150 ha de prés salés communautaires, sur lesquels elle s'est implantée. Ces écosystèmes en régression, à la limite entre terre et mer, sont entre autres, d'importants producteurs primaires. Afin d'enrayer la progression de *B. halimifolia*, des projets de lutte et de suivi de la plante ont été mis en place. A l'appui de ces projets, cette étude mesure l'impact de la plante invasive sur l'écosystème. Pour cela, une étude historique de l'invasion, de la végétation et de la faune (arthropodes) des zones envahies, ainsi que des mesures physiques d'épaisseur de litière et de taux de salinité ont été réalisées. *B. halimifolia* semble avoir proliféré dans les années 1990, modifiant considérablement la structure de l'écosystème en y ajoutant une strate de végétation supplémentaire. Il a également modifié la structure des communautés d'arthropodes, notamment celle des araignées, mais n'a pas diminué la richesse spécifique des différentes espèces étudiées. Les araignées ont confirmé être de bon bioindicateurs et pourront être utilisées dans de futures analyses de suivi des zones restaurées.

ABSTRACT

Invasive species are one of the main causes of ecosystem disruption by modifying its structure and function. In Morbihan, the invasive American specie *Baccharis halimifolia* threatens 150 ha of salt marshes. These declining ecosystems are among other things important primary producers. To limit *B. halimifolia*'s advancement, projects of fight and monitoring were implemented. The study is the scientific backing of the overall project. Its aim is to assess the impact of *B. halimifolia* on the ecosystem. A study of the history of the invasion has been carried out as well as a study of vegetation and arthropod fauna and litter and salinity measurements. *B. halimifolia* seems to have proliferate in the 90's while modifying the vegetation structure. It added a shrubby stratum and modified the structure of arthropods communities especially spiders'. However, the invasion of *B. halimifolia* did not reduce the specific richness of spiders. The bioindicator role of spiders has been confirmed in this study. Spiders could be used in future monitoring projects of the restored areas.