

► Monographies sur les plantes invasives en Europe: *Baccharis halimifolia* L.

Guillaume Fried, Lidia Caño, Sarah Brunel, Estela Beteta, Anne Charpentier, Mercedes Herrera, Uwe Starfinger & F. Dane Panetta

Traduction française Anne MOREL - Collectif Anti-baccharis et Bretagne Vivante

Pour citer cet article: Guillaume Fried, Lidia Caño, Sarah Brunel, Estela Beteta, Anne Charpentier, Mercedes Herrera, Uwe Starfinger & F. Dane Panetta (2016) Monographs on Invasive Plants in Europe: *Baccharis halimifolia* L., *Botany Letters*, 163:2, 127-153, DOI:10.1080/23818107.2016.1168315

Lien vers cet article en anglais: <http://dx.doi.org/10.1080/23818107.2016.1168315>

MONOGRAPHIES SUR LES PLANTES INVASIVES EN EUROPE NO. 1

Monographies sur les plantes invasives en Europe: *Baccharis halimifolia* L.

Guillaume Fried^a, Lidia Caño^b, Sarah Brunel^c, Estela Beteta^d, Anne Charpentier^e, Mercedes Herrera^b, Uwe Starfinger^f and F. Dane Panetta^g

^aAnses, Laboratoire de la Santé des Végétaux, Montferrier-sur-Lez, France; ^bFaculty of Science and Technology, Department of Plant Biology and Ecology, University of the Basque Country (UPV/EHU), Bilbao, Spain; ^cEuropean and Mediterranean Plant Protection Organization, Paris, France; ^dIhobe S.A., Bilbao, Spain; ^eCEFE UMR 5175, CNRS—Université de Montpellier, Montpellier, France; ^fJulius Kühn Institut (JKI), Federal Research Centre for Cultivated Plants, Institute for National and International Plant Health, Braunschweig, Germany; ^gFaculty of Veterinary and Agricultural Sciences, The University of Melbourne, Parkville, Victoria, Australia

RESUME

Cette description présente des informations sur tous les aspects de la biologie et de l'écologie de *Baccharis halimifolia* L. utiles à la compréhension de son comportement invasif. Les principaux thèmes sont présentés dans le cadre d'une nouvelle série de *Botany Letters* portant sur les monographies des plantes invasives en Europe: taxonomie, distribution, histoire de son introduction et de sa dissémination, écologie (comprenant climat et habitats de prédilection, réponses aux facteurs abiotiques et biotiques, interactions écologiques), biologie (comprenant physiologie, phénologie et biologie de la reproduction), impacts et gestion. *Baccharis halimifolia* L. (Asteracée), ou Sénéçon en arbre, est un arbuste dicotylédone originaire du littoral du sud-est de l'Amérique du nord. Introduit pour des raisons ornementales et d'agrément au cours du 19^{ème} siècle, il s'est naturalisé dans plusieurs habitats côtiers, et aussi dans des terrains perturbés de l'Europe de l'ouest. L'arbuste est désormais commun sur la côte atlantique de l'Europe depuis le nord de l'Espagne jusqu'à la Belgique et devient un problème émergent sur la côte méditerranéenne. *Baccharis halimifolia* L. est une espèce pionnière et héliophile dont la colonisation est favorisée par les perturbations mais qui peut devenir dominante dans des habitats naturels. L'arbuste peut pousser sur une large gamme de types de sols, mais préfère les sols humides à teneur élevée en matière organique et s'adapte bien aux sols salins peu drainés. Par contraste avec son milieu naturel où il est en compétition avec d'autres arbustes côtiers, les populations de l'aire d'introduction n'ont pratiquement pas d'analogues indigènes dans la majeure partie de leurs niches écologiques, à l'exception de *Tamarix gallica* en zone méditerranéenne. *Baccharis halimifolia* a une reproduction sexuée mais il a une forte capacité à produire des rejets après intervention mécanique ou après le feu. Une production de graines très élevée couplée à une dispersion par le vent et par l'eau lui assure une bonne capacité de colonisation des habitats qui lui conviennent. L'espèce montre une relativement forte plasticité pour les aspects morphologiques autant qu'éco-physiologiques, ce qui est probablement la base de sa tolérance à un large éventail de conditions écologiques, dont la salinité et la disponibilité en lumière. *Baccharis halimifolia* L. est l'hôte d'un nombre limité d'insectes, que ce soit dans ses milieux d'origine ou d'introduction, mais un certain nombre d'agents hautement spécifiques ont contribué au contrôle de cette plante à la suite de son introduction en Australie. En Europe, *Baccharis halimifolia* L. est considéré comme une plante invasive non indigène et cet arbuste est l'objet de programmes de contrôle. Parmi les impacts négatifs, on compte l'ajout d'une nouvelle strate de canopée dans des habitats auparavant ouverts (ex. des communautés à *Juncus maritimus*), ce qui cause un fort déclin de la richesse en espèces et du couvert herbacé, et constitue une menace pour certains oiseaux par la modification de la qualité de leur habitat, principalement dans des habitats prioritaires et dans nombre de sites naturels protégés. Les méthodes de contrôle parmi les plus efficaces sont l'enlèvement mécanique et l'application d'herbicide soit sur les feuilles soit sur les souches. A cause du coût élevé de l'enlèvement mécanique et des effets indésirables de l'application d'herbicide sur les autres espèces, des méthodes de gestion alternative telles que des inondations contrôlées et un contrôle biologique pourraient aussi être envisagées. La plante est légalement interdite dans plusieurs pays et pré-listée dans le règlement EU 10143/2014.

HISTORIQUE DE L'ARTICLE Reçu le 14 mars 2016, Accepté le 15 mars 2016.

MOTS CLES

Biogéographie;	Germination;	Ennemis naturels;	Modélisation;
Climat; Habitats;	Histoire de l'invasion;	Biologie de la reproduction;	Salinité;
Ecophysiologie;	Stratégies de gestion;	Impacts environnementaux;	Distribution de l'espèce;

Taxonomie

Nom et classification

Nom scientifique : *Baccharis halimifolia* L. , 1753

Synonyme: *Baccharis cuneifolia* Moench, 1794

Position taxonomique: Eudicotyledons,

Ordre: Asterales,

Famille: Asteraceae, Tribut: Astereae

Noms courants: Kreuzstrauch [DE], eastern baccharis, Groundsel baccharis, groundsel bush, seepwillow, silverling, sea myrtle, manglier, consumption weed, saltbush [EN], tres Marias, bácaris, chilca de hoja de orzaga, carqueja [ES], baccharide à feuilles d'halime, séneçon en arbre [FR]

Code EPPO: BACHA

Baccharis halimifolia est l'espèce-type du genre *Baccharis*, c'est à dire l'espèce sur laquelle est basé le concept du genre (Nesom 2006).

souvent densément ramifiées à partir de la base (port buissonnant, voir Figure 1), quelquefois avec une tige simple (port en petit arbre). Les jeunes tiges sont élancées, striées diagonalement, glabres ou très légèrement pubescentes, quelquefois résineuses (Sundberg and Bogler 2006). Sur des plants matures à tige unique le tronc peut atteindre 16 cm de diamètre avec une écorce profondément fissurée. Les feuilles sont alternes, vert pâle, épaisses (Figure 2); celles de la tige ou des branches basses sont obovales à élliptiques ou oblancéolées, de 2 à 7 cm de long et de 1 à 5 cm de large; celles des petits rameaux sont plus petites, cunéiformes à la base, dentées dans leurs moitié supérieure.

Baccharis halimifolia est dioïque. Les fleurs sont petites; les têtes fleuries (capitula) sont des capitules en panicules de 1 à 5 fleurons, et sont terminaux ou axillaires. Les akènes font 1 à 2 mm de long et le pappus,



Figure 1. Aspect de *Baccharis halimifolia* L. dans des communautés à *Juncus maritimus*, 04/X/2012, Torreilles (France). © Guillaume Fried

Description morphologique

Description de l'espèce

Baccharis halimifolia est un buisson arborescent ou un petit arbre qui atteint habituellement la taille de 1 à 3 m mais quelque fois 4 m (Sundberg and Bogler 2006), classé dans les nanophanérophypes (Tison and de Foucault 2014). Les tiges sont droites ou remontantes,

d'un blanc éclatant, fait 8 à 12 mm de long (Weber 2003; Sinnassamy 2004; Nesom 2006; Sundberg and Bogler 2006). Pendant la période de floraison les sujets femelles sont blanchâtres à cause de la couleur du pappus, qui est beaucoup plus long que l'involucre (Figure 3) ; les sujets mâles sont jaunâtres à cause de l'abondante production de pollen (Figure 4).

Traits distinctifs

Dans son milieu d'origine, les non botanistes peuvent confondre *B. halimifolia* avec *Iva frutescens* L., qui poussent souvent conjointement, mais cette dernière a des feuilles opposées (alternes chez *B. halimifolia*) et davantage lancéolées. L'espèce mexicaine *Baccharis heterophylla* Kunth. est bien plus facilement confondue avec *B. halimifolia*. Lorsque les deux espèces se trouvent ensemble dans la région de Veracruz (Mexique), *B. halimifolia* peut être distingué par son habitat le long de la côte ou dans des plaines côtières, et aux bractées de son involucre davantage graduées, à l'extrémité épointée, et à son pappus plus long (Nesom 2006).

Variations au niveau infraspécifique

Il n'y a pas de sous espèces ou de variétés actuellement reconnues au sein de l'espèce. Les plantes décrites aux Antilles ont été nommées *Baccharis halimifolia* var. *angustior* DC., mais il semble peu justifié de les distinguer, ce nom étant désormais considéré comme synonyme de *B. halimifolia* (Nesom 2006).



Figure 2. Feuilles de *Baccharis halimifolia* L., 04/X/2012, Torreilles (France). © Guillaume Fried.



Figure 3. Inflorescence femelle de *Baccharis halimifolia* L., 04/X/2012, Torreilles (France). © Guillaume Fried



Figure 4. Inflorescence mâle de *Baccharis halimifolia* L., 4/X/2012, Torreilles (France). © Guillaume Fried.

Distribution et statut

Habitat d'origine

Baccharis halimifolia L. est une espèce Nord-Américaine (Sundberg and Bogler 2006). Son aire d'origine inclut : le Canada (Nouvelle Ecosse), le Mexique (Mexico, Nuevo Leon, San Luis Potosi, Tamaulipas, Veracruz), les Etats Unis (Alabama, Arkansas, Connecticut, Delaware, Floride, Géorgie, Louisiane, Maryland, Massachusetts, Mississippi, New Jersey, New York, Caroline du nord, Oklahoma, Pennsylvanie, Rhode Island, Caroline du sud, Texas, Virginie, Virginie de l'Ouest). Il est aussi considéré comme indigène aux Caraïbes : Bahamas (Correl and Correl 1982), Cuba (Weber 2003; USDA National Genetic Resources Program 2012).

Au Canada, *B. halimifolia* atteint la limite nord de son aire, et il semble extrêmement rare de le rencontrer dans les plaines côtières atlantiques, ce qui est néanmoins le cas pour l'estuaire de la rivière Tusket [Golfe du Maine] et ses alentours. Des programmes

officiels de conservation ont actuellement lieu dans ce secteur (COSEWIC 2011).

Habitat d'introduction

Baccharis halimifolia a été introduit sur trois continents. Pour l'Océanie, il est invasif en Australie (Queensland, Nouvelle Galle du Sud) et établi localement en Nouvelle Zélande (South Island) où, selon Webb, Sykes et Garnock-Jones (1988), l'espèce a été notée sur la

l'arboretum Attaturk à Istanbul, mais jusqu'ici n'a pas été signalée comme naturalisée (EPPO 2013).

En Europe, *B. halimifolia* est distribué le long de la côte atlantique depuis le nord de l'Espagne jusqu'aux Pays-Bas, et le long de la côte méditerranéenne de l'Espagne jusqu'à l'Italie, où sa distribution est beaucoup plus espacée (Fig 5). Il est établi en Belgique (Verloove 2008), et très localisé au Royaume Uni (Clement and Foster 1994). Il est considéré comme invasif surtout en France (Thellung 1916;

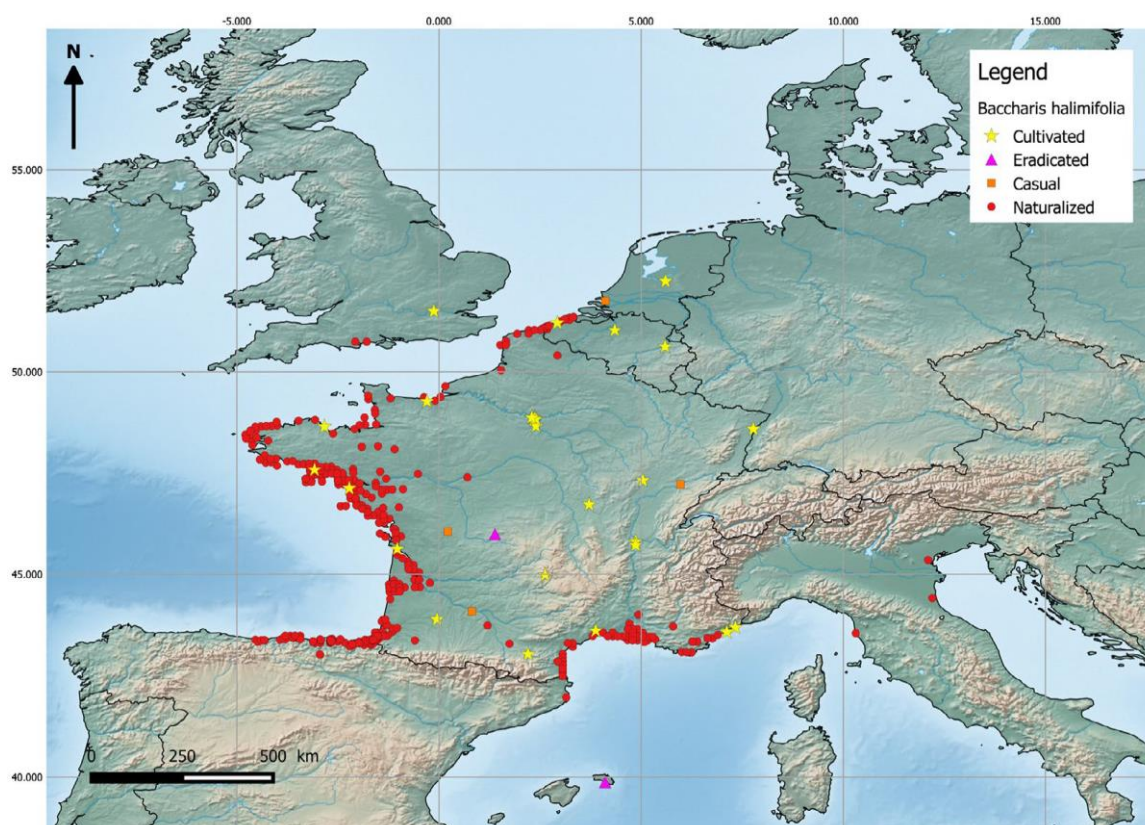


Figure 5. Carte de distribution de *Baccharis halimifolia* L. en Europe de l'Ouest. La carte est donnée selon le GBIF (2016) avec des corrections basées sur notre expertise de l'espèce. Pour l'Espagne nous avons utilisé Caño et al. (2013) et la base de données BIOVEG (Biurrun et al. 2012). Pour la France nous avons utilisé le Système d'information « Flore, Fonge, Végétation et Habitats » de la Fédération des Conservatoires botaniques nationaux (2016), Jovet (1947), Dupont (1952), Dupont (1966) et des spécimens d'herbier de P et MPU; Rappé et al. (2004) a été utilisé pour la Belgique et van Valkenburg, van Duistermaat and Meerman (2014) pour les Pays Bas; Arrigoni & Viegi (2011), Coaro (1987), Minelli (2009), Pizzo and Buffa (2009), Tomé (2010), Zanetti (1997) ont été utilisés pour l'Italie.

péninsule de Banks (Canterbury) uniquement. Il y a environ 40 sites connus qui consistent pour la plupart en quelques plants anciens dispersés dans le secteur de Porthill près de Sumner (Lynne Huggins, Department of Conservation, New Zealand, comm. pers. 2012).

En Asie, *B. halimifolia* est répertorié seulement en Géorgie (en Abkasie sur la côte Est de la mer noire) (Westman, Panetta and Stanley 1975; Kikodze et al. 2010). La plante a aussi été répertoriée plantée dans

Sinnassamy 2004) et en Espagne (Allorge 1941) et plus récemment en Italie (Zanetti 1997; Arrigoni and Viegi 2011). L'espèce a aussi été notée comme accidentelle aux Pays Bas mais n'est plus notée présente dans ce pays (van Valkenburg, van Duistermaat and Meerman 2014).

Histoire de l'introduction et de la dissémination

Selon différentes sources bibliographiques et issues d'herbiers, il semble que *B. halimifolia* a été cultivé en Europe dans différents jardins botaniques, au moins depuis le 17^{ème} siècle avec une première présence datée de 1688 à Londres, Royaume Uni (Miller 1807 in Caño et al. 2013). En France, la plante a été mentionnée au jardin du roi à Paris (Lamarck 1783) et à Montpellier en 1824 (Agence Méditerranéenne de l'Environnement, Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles 2003).

Au cours du 19^{ème} siècle, la culture de *B. halimifolia* comme plante ornementale était recommandée par plusieurs livres d'horticulture (Duhamel du Monceau 1800; Dupuis and Hérincq 1884) et il a commencé à être planté dans des jardins privés. Par exemple, Langlois (1877) explique dans son livre *Le nouveau jardinier fleuriste* que *B. halimifolia* devrait être planté comme haie. Des indications précises de lieux où il a été cultivé ont pu être trouvées dans le sud-ouest de la France (Guillaud 1887), à Paris (Pardé 1902) et en Bretagne: Carnac, Saint-Quay Portrieux (Hibon 1938). Thellung (1916) indique que la plante a été cultivée en Provence depuis son introduction. Dans cette région, il a d'abord été introduit en 1863 à la villa Rothschild (Saint-Jean-Cap-Ferret) depuis la Caroline (USA) (Sauveigo 1899). Quelques années plus tard (1889) il a aussi été noté à Antibes au jardin de la villa Thuret (Jeannel 1890).

On a certaines preuves pour suggérer que *B. halimifolia* s'est probablement naturalisé à la fin du 19^{ème} siècle dans la région du Pays Basque (Dupont 1952). Un spécimen de *B. halimifolia* ne portant aucune référence de date ni de lieu a été trouvé dans l'herbier d'un naturaliste basque, L. Prestamero (1733-1817). Ceci pourrait constituer le premier enregistrement de la présence de cette espèce sur la côte basque car Prestamero vivait à Vitoria au Pays Basque (Uribe-Echebarria 2015). Toutefois, la plus ancienne observation connue comportant une preuve claire qu'il s'était échappé dans le milieu sauvage, a été trouvée dans un spécimen d'herbier collecté sur les falaises de «la Chambre d'amour» à Biarritz (Pyrénées-Atlantiques, France) en 1903 (Neyraut 5062 P, voir Fig 6).

Baccharis halimifolia a été prélevé (de Vergnes s.n. P) à peu près à la même époque (1907) dans un terrain vague humide à la Teste de Buech (Gironde, France) où il était considéré comme échappé occasionnel. Dans le même secteur, un spécimen d'herbier conservé à Montpellier (MPU) avait été prélevé encore plus tôt en 1890 à Arcachon (Gironde, France), mais sans indication sur son statut de naturalisation. A

partir de l'addition et des corrections aux trois volumes de la *Flore illustrée de la France* (Coste 1906), il apparaît clairement que la plante était déjà complètement naturalisée dans les départements de la Gironde et des Pyrénées-Atlantique. Quelques années plus tard en 1913 un troisième foyer d'établissement était observé dans le sud de la Bretagne où il a été observé comme étant abondant dans des fourrés de falaises à Pornic (Ducellier s.n. MPU) et dans une forêt de pin le long de la voie ferrée entre Pornic et Paimbœuf, au sud de la Bretagne (Anonyme 1916).

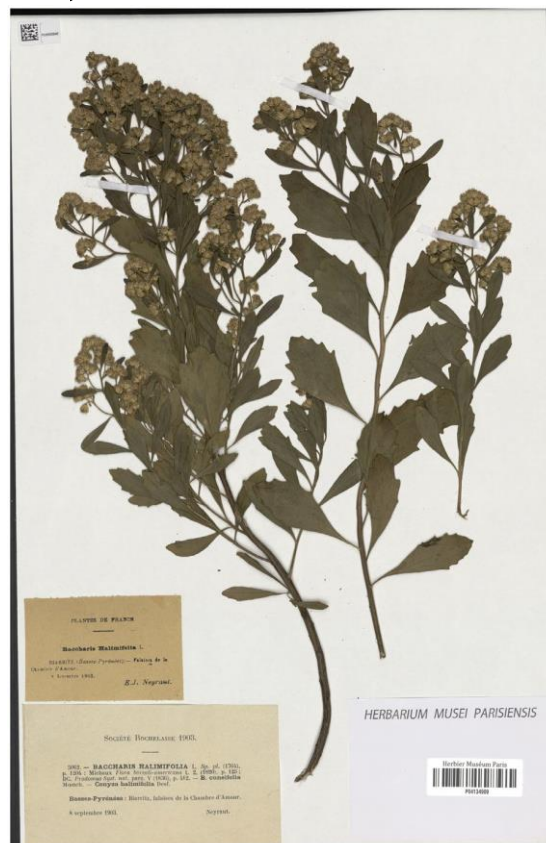


Figure 6. Herbier présentant le spécimen probablement le plus ancien collecté dans la nature en Europe: Falaises de la Chambre d'Amour, Biarritz (France), 8/IX/1903, Neyraut N°5062, herbier P. © Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN).

Dans les années 1940, *B. halimifolia* était déjà considéré comme localement invasif et se répandant rapidement: Jovet (1947,4) décrit la situation, affirmant qu'«il est désormais très commun dans le sud-ouest», particulièrement abondant tout autour du bassin d'Arcachon (Gujan, entre Andernos et Arès, autour de Pitchourlin). Dans certains lieux, par exemple dans le Courant d'Huchet (Léon, Landes, France), *B. halimifolia* forme «des fourrés impénétrables» (Jovet 1947,4). A la même époque en Bretagne, il montrait aussi des signes similaires d'invasivité, par exemple dans des marais à *Juncus maritimus* à Carnac, précisément là où il avait été précédemment observé cultivé (Hibon 1938). Des

Abbeyes (1947) indiquait sa présence dans de nombreuses localités entre Le Pouliguen et Le Croisic (Loire-Atlantique) et, pour la première fois, dans le Finistère au Guilvinec. Dupont (1952) a résumé la situation en Bretagne, faisant remarquer les nouvelles localisations autour de Carnac, à 30 km à l'ouest (Larmor, Morbihan), et à 10 km à l'est (Arzon, Morbihan). Il a aussi rapporté que *B. halimifolia* était commun le long des 40 km de côte entre Piriac-sur-Mer et Saint-Nazaire (Loire-Atlantique). Une douzaine de nouvelles localisations étaient alors citées entre Pornic et Royan (Charente-Maritime) (Dupont 1966). Ainsi au milieu des années 1970 on considérait *B. halimifolia* comme complètement naturalisé le long de la côte atlantique française (Jovet et de Vilmorin 1975) et présent dans neuf départements : Ille-et-Vilaine, Côtes-d'Armor, Finistère, Morbihan, Loire-Atlantique, Vendée, Gironde, Landes et Pyrénées-Atlantiques.

Pendant les années 1980, les premières observations de *B. halimifolia* ont été faites le long de la côte méditerranéenne, dans le Roussillon (Amigo 1983). En Camargue une estimation de l'âge d'individus en comptant les anneaux de croissance a daté la colonisation du début des années 1980 (Charpentier, Riou et Thibault 2006). *B. halimifolia* a été observé plus récemment sur la côte du Languedoc (Salabert et Gastesoleil 1991). Au cours des années 2000, il a aussi fait son apparition sur les rivages de la Mer du Nord dans le Pas-de-Calais dans l'estuaire du Slack (Ambleteuse) et Wimereux (Benoît Toussaint, Conservatoire Botanique National de Bailleul, comm. pers. 2012) et aussi sur la côte provençale (SILENE 2016). A l'instar des observations dans son milieu d'origine (Ervin 2009) un nombre accru de localisations sont notées à l'intérieur des terres (Figure 5). Toutes ces données floristiques (herbiers, littérature, ensembles de données) peuvent être utilisées pour retracer la dynamique de l'invasion de *B. halimifolia*. Le nombre cumulé des localités à travers le temps (utilisant la commune française comme unité) a montré que le début de la phase exponentielle de l'invasion s'est produit dans les années 1940 (Figure 7). Au cours des 40 premières années, il y a eu 0,32 nouvelles localisations par an. Un second point d'inflexion est détecté dans les années 1990 avec un accroissement spectaculaire du nombre des nouvelles localités. Alors qu'entre 1940 et 1990, 0,83 nouvelles localisations par an étaient détectées chaque année, après 1990 le taux a atteint 11,3 nouvelles localisations par an. Ces dynamiques d'invasions sont semblables à celles des autres plantes invasives majeures en Europe, telles qu'*Impatiens glandulifera* Royle [Balsamine de l'Himalaya] (Pyšek and Prach 1993). Toutefois, l'attention accrue pour cette espèce au cours des années 2000 ainsi que le développement des inventaires communaux par

les Conservatoires botaniques nationaux, pourraient aussi avoir contribué au patron observé.

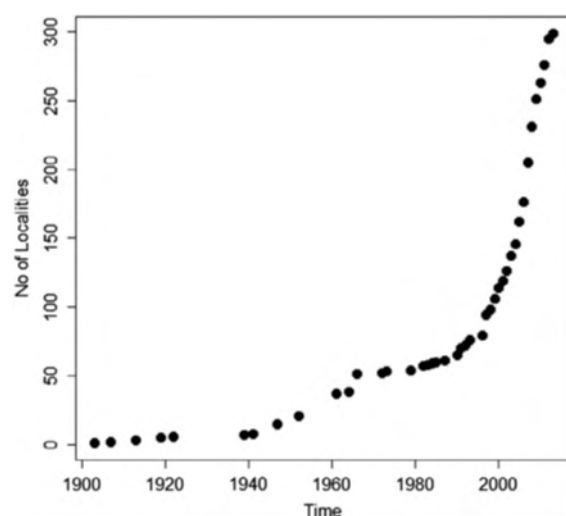


Figure 7. Courbe d'invasion de *Baccharis halimifolia* L. en France basée sur les données des herbiers, de la littérature et de la base de données Système d'information « Flore, Fonge, Végétation et Habitats » de la Fédération des Conservatoires botaniques nationaux (2016). Le nombre total cumulé des localités est inscrit sur l'axe y. Une analyse de l'arbre de régression a permis d'identifier deux ruptures principales en 1940 et 1990. Les pentes des trois régressions linéaires effectuées sur chacune des périodes identifiées sont : 0.32 (1900–1940), 0.83 (1940–1990) et 11.3 (à partir de 1990) de nouvelles localisations/an.

En Espagne, *B. halimifolia* a été noté pour la première fois en 1941 à Lekeitio au Pays Basque (Allorge 1941). Il est actuellement largement naturalisé sur la côte Atlantique du Pays Basque et de la Cantabrie. Il est présent dans presque tous les estuaires de la côte Cantabrique, depuis la Ria de Tina Mayor à la frontière des Asturies, à l'est jusqu'à Txingudi en Guipuzcoa (Caño et al. 2013). En Cantabrie il a d'abord été noté en 1958 dans la baie de Santander (Guinea 1953) et aux Asturies il a été observé en 1998, dans les marais de Tina Mayor (Campos et al. 2004). Quelques localisations comprenant seulement quelques individus ou quelques buissons diffus se trouvent en d'autres lieux des Asturies (dont Avilés, les marais des rivières Sella et Navia, la Ria de Villaviciosa) mais il ne semble pas que *B. halimifolia* se soit établi en Galice. Etant donné qu'il a récemment été noté dans la Rivière Bidasoa en Navarre (Lorda 2013) nous ne pouvons exclure la possibilité qu'il pourrait actuellement se répandre dans des secteurs intérieurs par les bords de rivière. Toutefois, *B. halimifolia* est rare le long des bords de rivières pour le moment. Il est aussi présent dans une moindre mesure sur la côte méditerranéenne (Comarque de Baix Empordà, Catalonia, Barriocanal et al. 2005). Sur l'île de Minorque, *B. halimifolia* paraissait naturalisé, formant une petite population (< 10 individus) qui a été totalement éliminée en 2005 (Podda et al. 2010; Pere Fraga i Arguimbau comm. pers.). Depuis lors, il n'a pas été observé dans le milieu naturel bien qu'il soit cultivé sporadiquement dans les jardins.

En Italie, *B. halimifolia* a été noté en région vénitienne (Zanetti 1997; Pizzo and Buffa 2009; Minelli 2009) et en région toscane (Coaro 1987; Arrigoni and Vieg 2011), en zones côtières dans les deux cas. Selon Zanetti (1997) l'espèce a été introduite en Vénétie dans des plantations forestières le long de zones humides côtières particulièrement dans le secteur du Delta des rivières Piave et Pô. Toujours dans la région vénitienne, *B. halimifolia* a été noté en 2010 à l'intérieur de la réserve naturelle de Valle Averso, Site d'Intérêt Communautaire (SIC IT 3250030), ceci selon Tomé (2010). Dans la région toscane, ce taxon est considéré invasif. Près de Livorno, il est noté massivement présent dans le voisinage de communautés à *Salicornia* spp. (Coaro 1987).

En Belgique, *B. halimifolia* a commencé par être planté dans les jardins botaniques au 19^{ème} siècle (Rappé et al. 2004). Au cours de la première moitié du 20^{ème} siècle il a été introduit intentionnellement comme brise vent sur les dunes côtières (ex. à Raversijde en 1924). Il a alors été noté comme espèce échappée occasionnelle au port d'Oostende en 1948 (Lambinon 1957). Au cours de ces dernières décennies, il a été de plus en plus introduit comme plante ornementale dans les parcs publics des secteurs côtiers. Il est désormais naturalisé dans de nombreuses localités largement dispersées le long de la côte Belge, avec une concentration entre Adinkerke et Oostduinkerke, autour de Blankenberge et entre Zeebrugge et Knokke (Verloove 2011).

Aux Pays-Bas, quelques individus ont été prélevés en 2003 à la réserve naturelle "Kwade Hoek" (coordonnées 51°50.689 N, 3°59.387 E) et un échantillon d'herbier a été déposé au Nationaal Herbarium Nederland, Universiteit Leiden branch (L.) par R. van de Meijden. La plante n'a pas pu être retrouvée lors d'études ciblées dans cette réserve naturelle en septembre 2012 et on la considère localement disparue (van Valkenburg, van Duistermaat et Meerman 2014).

Au Royaume-Uni il y a deux observations. Selon Clément et Foster (1994), *B. halimifolia* est établi sur le rivage de Mudeford, South Hants (connu depuis 1942) et il est aussi connu sur le rivage de Hamworthy, Dorset, où Bowen (2000) dans *The Flora of Dorset* dit qu'il a été noté comme plante spontanée en 1958. Une troisième observation en Ecosse est considérée comme douteuse par le New Atlas editors (Chris D. Preston, Centre for Ecology and Hydrology, comm. pers. 2012). L'histoire de *B. halimifolia* est clairement celle d'une introduction intentionnelle dans deux buts principaux: (a) comme plante ornementale dans des jardins privés ou (b) comme plante d'agrément cultivée à une échelle modérée à large dans les lieux publics dans des buts paysagers, parmi lesquels la stabilisation du sol, l'amélioration esthétique ou comme haie brise-vent. A partir de ces plantations dans les jardins mais aussi sur

les ronds-points, le long des routes et le long des chemins près du trait de côte, l'espèce s'est répandue en direction d'habitats naturels et semi-naturels, d'abord au bord des routes ou dans les prairies perturbées, ensuite vers les zones humides côtières (Le Moigne et Magnanon 2009). A de nombreux endroits, comme Carnac, La Teste de Buech, il y a des observations qui attestent que la plante a été cultivée dans les jardins ou pour faire des haies, quelques années avant les premières observations de populations naturalisées. Dans une de ces premières enquêtes sur la plante le long de la côte Atlantique, Dupont (1952,1966) a plusieurs fois signalé la présence de *B. halimifolia* dans les jardins privés non loin de là où il a trouvé la plante dans la nature. Il est à signaler que Dupont (1966) a aussi observé *B. halimifolia* dans des décharges de déchets verts et a suggéré qu'il puisse aussi s'être répandu par le biais des déchets verts de jardin.

Ecologie

Réponse aux facteurs abiotiques

Climat

Selon la carte mondiale de Köppen-Geiger sur la classification des climats (Kottek et al. 2006), *B. halimifolia* est principalement présent en climat chaud tempéré, humide avec des étés chauds, ainsi que dans des climats équatoriaux à hivers secs (ex. en Floride). En Australie, on le trouve autant en climat de type humide sub-tropical (Cfa) qu'en climat de type maritime tempéré ou type océanique (Cfb). Une grande partie de l'Europe est sous un climat océanique (Cfb), méditerranéen à été chaud (Csa) ou méditerranéen à été moyennement chaud (Csb), ce qui semble donc favorable à l'établissement de *B. halimifolia*.

Dans son aire d'origine on trouve *B. halimifolia* depuis la Floride qui a un climat allant de subtropical humide à tropical, jusqu' au Massachusetts où il y a couramment des chutes de neige en hiver (site internet USDA-ARS). Cela couvre quatre zones de rusticité des plantes (de la 9 à la 6) avec des températures annuelles minimum de -17,8°C à -23,3°C pour cette dernière zone (Ervin 2009). On considère que l'espèce résiste jusqu'à -15°C (Huxley 1992).

En Australie les conditions climatiques optimales pour *B. halimifolia* consistent en de longs étés moyennement chauds et des précipitations annuelles >900 mm, se produisant principalement en été (Westman, Panetta and Stanley 1975). On pense qu'il pousse plus vigoureusement en situation subtropicale et qu'il est particulièrement invasif dans les secteurs les

plus humides de ce pays (Sims-Chilton, Zalucki and Buckley 2010). Westman, Panetta et Stanley (1975) ont découvert que la germination optimale a lieu entre 15 et 20°C après un passage au froid à 5°C. Ceci explique l'aire de répartition de l'espèce qui va de tempérée à subtropicale. Etant donné que *B. halimifolia* est une espèce à floraison et fructification tardives, on ne sait pas comment la date de premières gelées et la durée du gel en hiver seraient susceptibles de limiter son expansion vers le nord en l'Europe. Des individus spontanés sont notés en Belgique jusqu'à Knokke-Heist à la latitude nord de 51°20' N. Aux Pays-Bas quelques individus ont été observés sur les dunes de sable de

« Kwade Hoek » en 2003, mais ils n'ont pas persisté. Les hypothèses sont que l'espèce n'a pas persisté parce que les hivers étaient trop froids, ou alors que la concurrence avec les communautés natives à *Elaeagnus rhamnoides* (L.) A. Nelson, l'a exclu (van Valkenburg, van Duistermaat and Meerman 2014). Naturellement ces hypothèses ne s'excluent pas mutuellement (voir partie suivante, *Réponse aux facteurs biotiques*, pour d'autres exemples allant dans le sens de la seconde hypothèse).

Un modèle Maxent a été développé, utilisant les 18 variables Bioclim (Hijmans et al. 2005) à une échelle de résolution minimale de 2,5 minutes d'arc, c'est à dire environ 4 km² (Fried, recherche non publiée),

Tableau 1. Estimation des contributions relatives des variables climatiques Bioclim vers une explication de la distribution actuelle de *Baccharis halimifolia* en Europe.

Code	Variable	Indication en %	Importance de la permutation
BIO19	Précipitations du trimestre le plus froid	18.4	7.3
BIO1	Température annuelle moyenne	16.5	5
BIO3	Isothermalité ((BIO2/BIO7)*100)	12	19.6
BIO15	Saisonnalité des précipitations (cv)	11.8	4.4
BIO6	Température minimale du mois le plus froid	1.8	13.1
BIO7	Plage des températures annuelles (BIO5–BIO6)	9	5.7
BIO4	Saisonnalité des températures (sd*100)	7.9	5
BIO8	Température moyenne du trimestre le +humide	3	2.6
BIO5	Température maximale du mois le plus chaud	4	4.2
BIO13	Précipitations du mois le plus humide	1.1	6.5
BIO2	Plage diurne moyenne	0.8	7.1
BIO10	Moyenne de température du trimestre le + chaud	0.8	8.8
BIO12	Précipitations annuelles	0.2	0
BIO16	Précipitations du trimestre le plus humide	0.1	8
BIO9	Température moyenne du trimestre le + sec	0.1	0

Le pourcentage désigne la contribution relative de chaque variable d'un modèle développé pour l' Europe lors de l'élaboration du modèle.

L' « importance de la permutation » a été estimée comme étant l' « aire sous la courbe » (AUC).

La valeur d'aire sous la courbe du modèle final apparaît quand les valeurs d'une variable donnée sont permutées au hasard parmi les points de présence et les points aléatoires de l'arrière-plan. Un pourcentage de permutation élevé indique une perte relative d' AUC plus importante (après permutation aléatoire), d'où une plus grande fiabilité sur une variable particulière.

Tableau 2. Paramètres CLIMEX pour *Baccharis halimifolia* selon Sims-Chilton, Zalucki et Buckley (2010) utilisés pour prédire la distribution potentielle en Europe tel qu'indiqué Figure 8.

Description des paramètres	Paramètre	Valeur
<u>Paramètre de température (°C)</u>		
Seuil inférieur de température pour le développement d'un peuplement	DV0	5
Température optimale inférieure pour le dvpt d'un peuplement	DV1	12
Température optimale supérieure pour le dvpt d'un peuplement	DV2	27
Seuil maximal de température pour le dvpt d'un peuplement	DV3	35
<u>Humidité</u>		
Seuil inférieur d'humidité du sol	SM0	0.3
Limite inférieure des conditions optimales d'humidité du sol	SM1	0.6
Limite supérieure des conditions optimales d'humidité du sol	SM2	1.5
Seuil supérieur d'humidité du sol	SM3	2.5
<u>Indices de stress</u>		
Seuil de stress par le froid (°C)	TT CS	−4
Cumul hebdomadaire de stress par le froid (semaine ^{−1})	THCS	−0.009
Seuil de stress par la chaleur (°C)	TT HS	38
Accumulation hebdomadaire de stress par la chaleur (semaine ^{−1})	THHS	0.015
Seuil de stress par la chaleur	SMDS	0.2
Cumul hebdomadaire de stress par la chaleur (semaine ^{−1})	HDS	−0.01
Seuil de stress par l'humidité	SMWS	3
Accumulation hebdomadaire de stress par l'humidité (semaine ^{−1})	HWS	1

utilisant tous les points où *B. halimifolia* est naturalisé (Figure 5) sur un arrière plan qui incorpore la vision géographique de toute l'Europe, pour évaluer jusqu'à quel point ces variables climatiques expriment la distribution européenne actuelle de l'espèce. Ce modèle est utile pour identifier quelles variables climatiques contribuent à la distribution actuelle de *B. halimifolia* en Europe, mais n'est pas approprié pour prédire les zones d'expansion futures car *B. halimifolia* est probablement toujours en train de s'étendre (Figure 7). Les contributions relatives les plus élevées montrent que *B. halimifolia* est sensible à des variables représentant la saisonnalité (isothermes, précipitations saisonnières) reflétant son association avec l'océan, mais sensible aussi aux tendances annuelles (température moyenne) et aux facteurs limitants (température minimum et maximum) (Tableau 1). Des courbes de réponse ont indiqué une plus forte probabilité de présence quand la température minimum du mois le plus froid $>0^{\circ}\text{C}$ et quand la température maximum du mois le plus chaud est comprise entre 20°C et 30°C .

Sims-Chilton, Zalucki et Buckley (2010) ont élaboré une projection climatique CLIMEX pour *B. halimifolia* à l'échelle du monde. La distribution potentielle de *B. halimifolia* a été projetée pour l'Europe à l'aide du logiciel CLIMEX en utilisant les paramètres de cette précédente étude (EPPO 2013, voir Tableau 2). Cette projection pourrait surestimer l'aire de répartition potentielle de l'espèce en Europe (Figure 8), en particulier dans les pays du nord. De plus, une prise en

considération de la distribution des types d'habitat appropriés serait nécessaire pour une projection plus réaliste (Kriticos et al. 2015). Une estimation grossière donne comme secteurs les plus appropriés le bassin méditerranéen (Albanie, Bosnie & Herzégovine, Croatie, Grèce, Slovénie), l'Europe de l'ouest atlantique (Belgique, France, Irlande, Royaume Uni, Portugal, Espagne) et la partie Est de la mer Noire (Géorgie, Turquie, Russie). D'autres pays peuvent être exposés, dont l'Allemagne, le Danemark et les Pays Bas. Il reste des incertitudes sur la résistance de l'espèce au froid et à la sécheresse.

Substrat

On peut trouver *Baccharis halimifolia* sur un large éventail de type de sols en ce qui concerne la texture et le pH (Westman, Panetta and Stanley 1975), et aussi concernant d'autres caractéristiques. Paudel et Battaglia (2015) ont découvert que la présence de *B. Halimifolia* sur les côtes du Mississippi, Etats Unis, augmentait à mesure que le pourcentage de sable augmentait, diminuait à mesure que le pourcentage de vase augmentait, mais ne montrait pas de sensibilité au ratio carbone/nitrate. En Australie, on l'a observé depuis des sols forestiers secs et infertiles jusqu'au terreau volcanique en passant par des sols argileux de basse altitude ayant un fort taux d'humidité (Winders 1937, cité dans Sims-Chilton and Panetta 2011). De la même manière, une étude le long de la côte atlantique française (Dupont 1966) a indiqué que *B. halimifolia* se

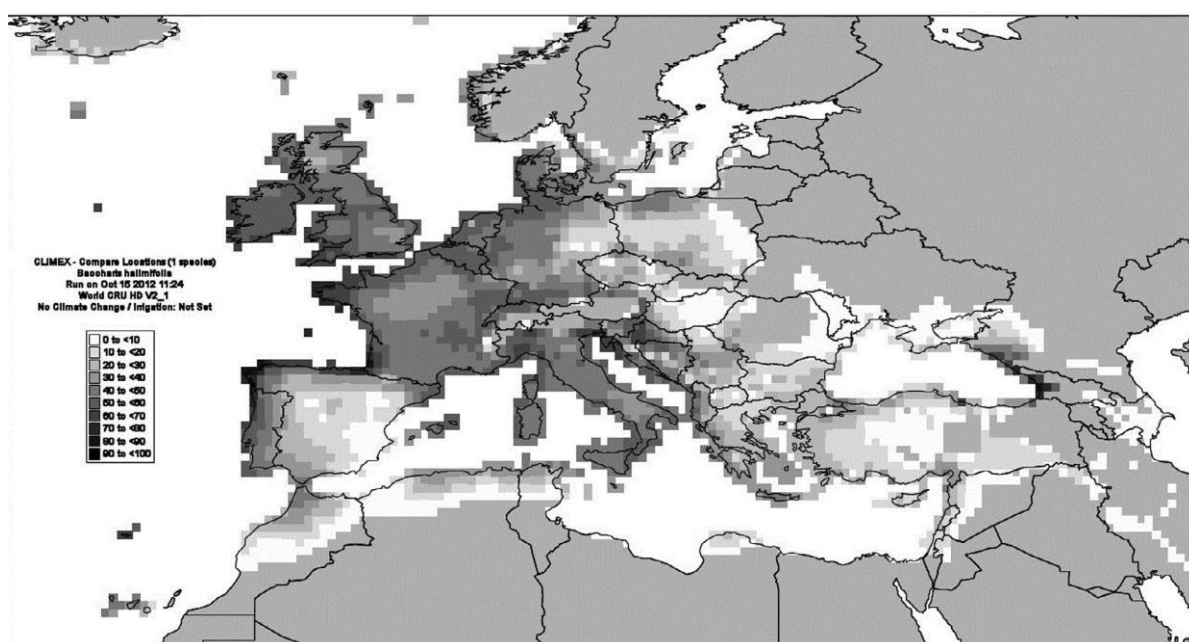


Figure 8. Distribution potentielle de *Baccharis halimifolia* L. dans la région EPPO. La couleur correspond à l'index Ecoclimatic (EI), qui récapitule la potentialité de la zone. Le gris plus sombre indique un potentiel accru des secteurs. On considère qu'une espèce peut persister là où EI > 20 (correspondant à la seconde nuance de gris clair de cette figure).

trouve sur sable, sur roche (granit ou calcaire), sur sol sec ou en zones humides. Bien qu'il soit présent sur un aussi large éventail de types de sol, il se développe de préférence sur des sols humides riches en matière organique, épisodiquement inondés d'eau saumâtre (Young, Erickson et Semones 1994; Sims-Chilton et Panetta 2011; Caño et al. 2013). Ci-dessous sont résumées les indications concernant la nature des sols où l'on trouve *B. halimifolia*.

Humidité du sol. *B. halimifolia* pousse le plus typiquement en sol humide à fort contenu organique (Westman, Panetta and Stanley 1975; Boldt 1987; Sims-Chilton and Panetta 2011). Toutefois, dans les marais salés, *B. halimifolia* est plutôt associé aux parties hautes et au sable grossier, avec des plants moins nombreux se rencontrant en milieux gorgés d'eau, avec des sols à forte teneur en vase, et à forte conductivité (Onaindia, Albizu and Amezaña 2001).

pH des sols. La plante est observée sur des sols dont les relevés en pH de l'horizon A se situent dans une fourchette comprise entre 3,6 et 9 (Westman, Panetta and Stanley 1975). Ces résultats ont été obtenus à partir de 22 sites en Floride (pH 5-9) et de 14 sites au Queensland (pH 3,6-8,2).

Nutriments des sols. En se basant sur 14 sites au Queensland où l'espèce est présente, le dosage de l'azote total par la méthode Kjeldahl allait de 560 à 5500 ppm là où la plante était notée, alors que le phosphore disponible allait de 4 à 73 ppm (moyenne: 15 ± 5) (Westman, Panetta and Stanley 1975).

Salinité. Autant dans ses milieux d'origine (Floride) qu'exotique (Australie), *B. halimifolia* se trouve souvent sur sols couverts d'eau dont la salinité va de 0 à 3,6‰, c'est-à-dire 36 g/l (avec des teneurs en chlore allant respectivement de 0,06 – 1,78 et 0,0 – 1,98‰, en Floride, Etats Unis, et au Queensland, en Australie, selon Westman, Panetta et Stanley 1975). Dans son milieu d'origine, le long d'un transect côtier du Mississipi, Etats Unis, la plus forte fréquence de *B. halimifolia* a été notée à des niveaux modérés de salinité (Paudel and Battaglia 2015). Toujours dans son milieu d'origine, dans les marais nord-américains, *B. halimifolia* colonise des sites ayant des niveaux de salinité des eaux souterraines <15g/l (Young, Erickson and Semones 1994), bien que Tolliver, Martin et Young (1997) aient montré que sous serre cette plante peut survivre à des concentrations de 20 g/l.

En Europe, on trouve *B. halimifolia* sur des sols aux concentrations en sel encore plus fortes. Par exemple, dans l'estuaire de l'Oyambre (Cantabrie, Espagne), Frau et al. (2014) ont découvert que *B. halimifolia* se développe dans des secteurs dont les valeurs de salinité vont jusqu'à 25g/l. De plus, dans la région du Pays Basque il peut envahir des communautés de joncs sub-halophiles dont la salinité va de 4 g/l à 33

g/l, avec des moyennes de salinité allant de 9‰ à 22‰ (Caño et al. 2014). Toutefois, une augmentation à petite échelle de la salinité édaphique limite l'invasion de ce buisson exotique, étant donné que la proportion moyenne dans les parties touchées par *B. halimifolia* est 8 ou 9 fois moins élevée dans les communautés végétales à forte salinité (salinité moyenne de 22 g/l) que dans celles où elle est plus faible (9 g/l) (Caño et al. 2014).

Caño et ses collègues (Caño, Garcia-Magro and Herrera 2013; Caño et al. 2014) ont aussi évalué la croissance de plants de *B. halimifolia* présents dans des communautés végétales sur substrats de salinité faible, moyenne et élevée. Les pousses de *B. halimifolia* se développaient de mai à décembre dans les communautés à salinité moyenne, mais dans les communautés à forte salinité les pousses ne croissaient pratiquement pas à partir de début août (Cano, Garcia-Magro and Herrera 2013). De plus, la hauteur, la production de graines et la surface foliaire spécifique de *B. halimifolia* décroît à mesure que la salinité et l'engorgement en eau augmente, cependant que le pourcentage de chute des feuilles augmente sous condition physiologique plus stressante (Caño et al. 2014). Il est intéressant de noter qu'ils ont détecté des différences significatives entre les sexes quant à la réponse au stress édaphique car, comparé aux plants mâles, les plants femelles ont des pousses de plus faible longueur et un taux de production de feuilles plus faible pendant l'été et des taux de chute des feuilles plus fort dans les zones à forte salinité (Caño, Garcia-Magro and Herrera 2013).

Concernant les exigences de germination dans une expérimentation sous serre, Paudel et Battaglia (2013) ont montré que le pourcentage de germination dans les populations natives de *B. halimifolia* ne présentaient pas de différence entre le témoin à 0 g/l et les traitements au sel jusqu'à 20g/l, mais qu'elle déclinait significativement à 30g/l. Toutefois une autre étude de Caño et al. (2010), utilisant des populations invasives de *B. halimifolia*, a montré que de faibles concentrations en sel (environ 2g/l) dans de l'eau d'irrigation peut faire décroître la probabilité de germination d'environ 20%; des concentrations >10g/l semblent inhiber la germination. Cela suggère que pour coloniser les communautés les plus halophytes, le recrutement doit se produire sous des pluies et des conditions de température et de sol spécifiques, qui tendent vers de plus basses valeurs en salinité.

Sols pollués. *B. halimifolia* a été vu poussant naturellement sur des sols contaminés par des explosifs, près de sites de munitions, ce qui indique qu'il puisse éventuellement être tolérant au TNT et au RDX (Ali et al. 2014).

Régime hydrodynamique. Frau et al. (2014) ont montré que *B. halimifolia* se développe dans des secteurs inondés pendant moins de 26% de l'année, avec une vitesse du courant et un débit respectivement $< 0,1 \text{ m/s}$ et $< 0,85 \text{ m}^3/\text{s}$. Une modélisation de potentialité d'habitats a indiqué que *B. halimifolia* n'était pas représenté uniformément sur tout l'estuaire, préférant les zones aux valeurs hydrodynamiques plus basses que la moyenne (Frau et al. 2014).

Lumière

Baccharis halimifolia peut produire des graines sous divers degrés d'ombrage et sous une exposition aussi faible que 3% d'éclairage direct (Westman, Panetta and Stanley 1975), même si le rendement en graines viables se trouve réduit (voir aussi Panetta 1979a, 1062). Sur les côtes du Mississipi, aux Etats Unis, le pic de présence de *B. halimifolia* a été noté dans des niveaux moyens ou bas d'ouverture de la canopée (Paudel and Battaglia 2015).

Réponse aux facteurs biotiques

Les plantes poussant avec *B. halimifolia* peuvent significativement influencer la capacité d'un habitat à permettre son établissement. A l'instar de bien d'autres plantes invasives, *B. halimifolia* a des caractéristiques biologiques adaptées aux stades pionniers d'une succession (Westman, Panetta and Stanley 1975). Au stade de la germination, cette espèce tire profit des espaces ouverts et des perturbations (y compris des micro-perturbations) puis dépend de telles situations. Toutefois, une fois établie, elle peut supplanter d'autres espèces.

Baccharis halimifolia fait preuve d'un certain degré de tolérance à l'ombrage pendant son établissement (Panetta 1977). Néanmoins, le délai relatif de croissance de sa tige indique que les petits plants ne peuvent échapper rapidement à une situation ombragée (Panetta 1977). Comparé aux espèces tropicales destinées au pâturage en Australie, *B. halimifolia* a un désavantage pour s'établir (à cause à la fois du faible poids de ses graines et de son taux relativement bas de germination). Aux premiers stades de son développement (avant le stade des cinq feuilles), un fort ombrage peut affecter la répartition des racines et du feuillage, puis l'enracinement, causant la mortalité des plantules (Panetta 1977). Cependant, le facteur critique pour *B. halimifolia* ne sera pas l'accès au flux de photons, mais plutôt la sécheresse et/ou le manque de nutriments dû à la compétition avec les plantes établies.

Dans son milieu d'origine, *B. halimifolia* occupe la zone intermédiaire des marais, en compagnie de l'arbuste tolérant au sel *Iva frutescens* (Young, Erickson

and Semones 1994); la compétition entre ces deux espèces est susceptible d'empêcher la formation d'étendues mono-spécifiques. Par contraste, sur le littoral atlantique d'Espagne et de France, la végétation à arbres et arbustes est absente de la zone sub-halophile des marais, tout comme les autres arbres et arbustes natifs d'Europe tels *Salix atrocinerea* Brot. et *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., qui sont principalement cantonnés à la zone haute des marais saumâtres influencés par l'eau douce. Bien qu'étant plus en hauteur, les espaces bien drainés semblent présenter les meilleures conditions de croissance pour cette halophyte occasionnelle (voir paragraphes ci-dessous concernant la physiologie) (Lozano Valencia and Alagón Cardoso 1995; Onaindia, Albizu and Amezaga 2001). La compétition avec d'autres espèces ligneuses (ex. *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*) est susceptible de limiter la présence ou l'abondance de l'espèce dans ces secteurs (Caño et al. 2013). Néanmoins, dans les secteurs à faible salinité des hauts de prés salés, *B. halimifolia* supprime les espèces dominantes (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steud. et *Juncus maritimus* Lam.), parvenant de cette façon à s'établir sur d'étroites étendues de sol puis à s'étendre au sein de ces associations, même dans des sites pratiquement intouchés (Caño et al. 2013; Fried & Panetta, 2016).

Dans les zones humides côtières méditerranéennes, *B. halimifolia* peut croître et supplanter la végétation native des marais salés dominés par *Juncus maritimus*, *Spartina versicolor* Fabre ou *Elytrigia* spp. (Fried et al. 2014; Fried & Panetta 2016), mais les peuplements denses de *Phragmites australis* sont rarement colonisés.

En résumé, *Baccharis halimifolia* a la capacité d'envahir des habitats où la végétation d'origine est périodiquement perturbée, soit naturellement, ex. par le feu, l'inondation ou l'activité animale (Panetta 1977), ou par les activités humaines. La gestion des bords de route (ex. fauchage) ou toutes perturbations du sol touchant le couvert végétal natif et laissant le sol à nu, renforcera *B. halimifolia* dans les secteurs déjà infestés en favorisant la germination là où il y a une bonne exposition à la lumière (Westman, Panetta and Stanley 1975; Anonyme 2007a). À titre d'exemple, dans son aire native, le milieu d'expansion sub-côtier actuel de *B. halimifolia* à partir de sa distribution d'origine des zones côtières, se produit le long d'habitats perturbés, tels que les autoroutes, les voies d'accès aux pylônes électriques, et les plantations de pins (Ervin 2009). Cependant, des actions de gestion fréquentes (ex. fauchage des bords de route deux fois par an) seraient défavorables à l'espèce. Différentes actions de gestion courante dans les zones humides paraissent devoir favoriser l'espèce: (a) en créant des rigoles et des canaux d'irrigation qui sont autant d'habitats appréciés par *B. halimifolia* (Westman, Panetta

and Stanley 1975), ces infrastructures créées par l'homme pouvant en stimuler l'expansion; (b) la gestion de l'eau: l'apport d'eau douce comme en Camargue (et probablement dans d'autres zones côtières) influence l'équilibre en eau du sol de telle façon que cela facilite son installation en diminuant la proportion d'eau saumâtre; (c) les traitements artificiels par le feu (quelquefois utilisés pour le contrôle de *B. halimifolia*) influencent positivement la réussite de germination de cette espèce (Panetta 1977); (d) dans des pâtures australiennes en situation de sur- ou de sous-pâturage, dans des zones récemment défrichées et dans des plantations forestières, ou en zone fertilisée, l'espèce a été notée particulièrement invasive (Ensby 2009); (e) les perturbations associées aux programmes de contrôle de *B. halimifolia* sont aussi susceptibles d'exacerber l'installation de nouveaux plants (Ihobe 2014).

Amérique du nord

Dans son milieu d'origine, selon Sundberg et Bogler (2006), *Baccharis halimifolia* est présent dans des sites sableux ouverts, des terrains détrempés, des marais, des plages, des sites perturbés, les bords des routes, des anciens champs, situés entre 0 et 100m au-dessus du niveau de la mer. On le considère commun sur les bordures surélevées des marais salants côtiers et dans les habitats arrière-dunaires (Cronquist 1980). Il est aussi capable de s'établir dans des habitats perturbés comme des champs en jachère et des haies, aussi bien que dans des sols salins de l'intérieur des terres (Krischik and Denno 1990a), particulièrement dans des zones hors de son habitat d'origine où il est actuellement en expansion (Ervin 2009). *Baccharis halimifolia* est abondant dans des marécages dominés par *Melaleuca leucadendra* (L.) L. et le long des traits de côte sableux peuplés de *Casuarina equisetifolia* L. (Westman, Panetta and Stanley 1975). Il est communément associé à *Iva frutescens* (McCaffrey and Dueser 1990; Young, Erickson and Semones 1994; Tolliver, Martin and Young 1997) et *Morella cerifera* (L.)

Tableau 3. Liste des Habitats EUNIS où *Baccharis halimifolia* est établi en Europe.

EUNIS Habitats	Type d'Habitat EUNIS niveau 3	Références
Habitats marins	A2.5: Marais salés côtiers et roselières salines	Campos et al. (2004); Caño et al. (2013); Fried et al. (2014); Sinnassamy (2004); Le Moigne and Magnanon (2009)
Habitats Côtiers	B1.43: Dunes grises fixées méditerranéo-atlantiques B1.8: Pannes dunaires humides B3.3: Falaises, corniches et rivages rocheux à Angiospermes	Sinnassamy (2004); Le Moigne and Magnanon (2009) Campos et al. (2004); Caño et al. (2013)
Eaux superficielles de l'intérieur des terres	C3.2: Phragmitaies à <i>Phragmites australis</i> C3.3: Formations riveraines à grandes Cannes	Herrera & Campos (2010)
Bourbiers, tourbières, plaines marécageuses	D5.2: Formations à grandes Cypéracées normalement sans eau libre	Zendoia et al. (2006)
Prairies et terres dominées par les plantes herbacées les mousses ou les lichens	E3.1: Prairies humides hautes méditerranéennes E3.4: Prairies eutrophes et mésotrophes humides	Sinnassamy (2004); Fried and Panetta (forthcoming) Herrera and Campos (2010)
Landes, broussailles et tundra	F4.234: Landes septentrionales à <i>Erica vagans</i> F9.3131: Fourrés ouest-méditerranéens de Tamaris	Campos et al. (2004) Fried et al. (2014)
Bois, forêts et autres zones boisées	G.1.4: Forêts marécageuses de feuillus ne se trouvant pas sur tourbe acide	Caño et al. (2013)
Habitats industriel, construit ou artificialisé	J4.2: Réseaux routiers J4.3: Réseaux ferroviaires J4.5: Surfaces dures des ports J4.6: Surfaces pavées et espaces récréatifs J5: Habitats aquatiques d'origine anthropogène très artificiels	Le Moigne and Magnanon (2009) Sinnassamy (2004); Le Moigne and Magnanon (2009) Le Moigne and Magnanon (2009)
Complexes d'habitats	X03: Lagunes littorales saumâtres	Caño et al. (2013)

Habitats et syntaxonomie

Baccharis halimifolia peut se trouver dans plusieurs types d'habitats côtiers dont les marais salés, les marécages côtiers, les forêts côtières, les rivières soumises à la marée et les espaces sableux (Weber 2003). Il peut aussi coloniser des habitats perturbés, même loin de la côte.

Small (McCaffrey and Dueser 1990; Young, Erickson and Semones 1994; Tolliver, Martin and Young 1997; Wang et al. 2006), tous deux des buissons vivaces que l'on trouve le long de la côte Est de l'Amérique du Nord. Dans une étude de la végétation du lit majeur de la rivière Kissimee (sud-centre de la Floride), on a découvert que *B. halimifolia* dominait la communauté

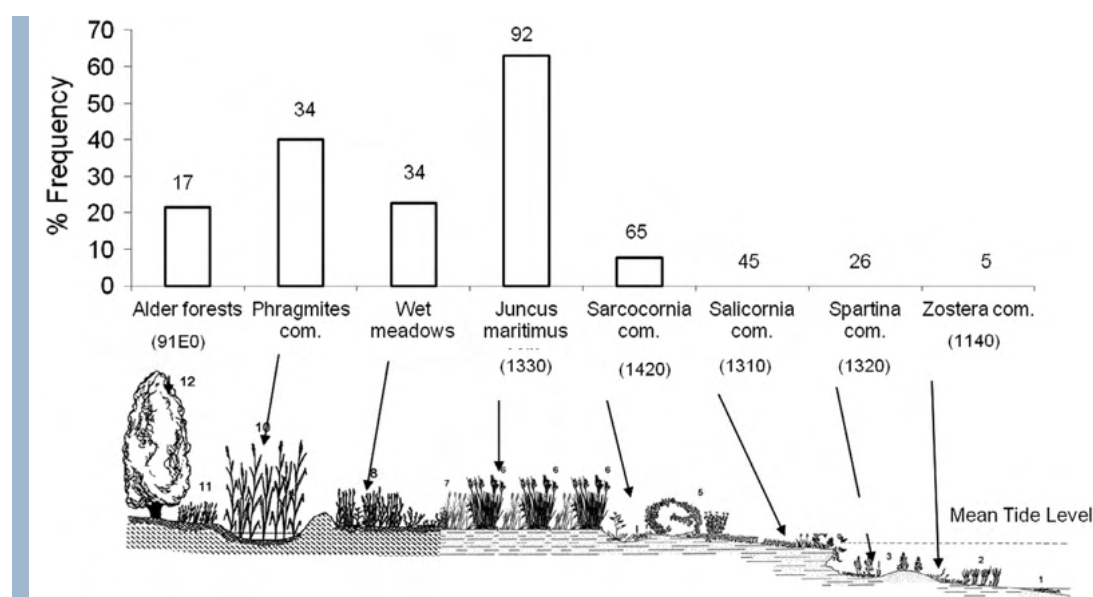


Figure 9. Fréquence de présence de *B. halimifolia* dans les communautés des estuaires du nord de l'Espagne, basée sur 318 relevés floristiques. Les chiffres au-dessus des barres indiquent le nombre total de relevés par type de communauté, utilisé pour calculer la fréquence de *B. halimifolia*. Figure modifiée à partir de Caño et al. (2013). Les chiffres sous les noms de communautés se réfèrent aux codes des habitats de l'Annexe I de la Directive Habitats EC (Commission Européenne 2007, voir Tableau 5)

végétale, en compagnie de *Paspalum notatum* Flügge, *Rubus cuneifolius* Pursh, *Morella cerifera* et *Thelypteris interrupta* (Willd.) K. Iwats. (Toth 2005).

Australie

On trouve *Baccharis halimifolia* dans des habitats similaires en Australie où il a envahi toute une variété de communautés végétales, depuis les forêts sèches à *Eucalyptus* jusqu'à des marécages à arbre à thé natif (*Melaleuca quinquenervia* (Cav.) S.T. Blake) (Westman, Panetta and Stanley 1975). Il se plaît particulièrement dans les ravines humides, les zones de prés salés et les zones humides. De même que dans son milieu d'origine, *B. halimifolia* se trouve aussi dans des habitats perturbés, dont des terrains débroussaillés inutilisés, des pentes défrichées (Anonyme 2007a), des pâturages subtropicaux (Westman, Panetta and Stanley 1975), ou des plantations de pins exotiques, ex. *Pinus elliottii* Engelm. (Panetta 1979a, 1979b). Westman, Panetta et Stanley (1975) ont observé que les canaux d'irrigation et les étiers côtiers procuraient des habitats créés par la main de l'homme favorables à l'espèce.

Europe

Sur les côtes atlantiques de l'Europe, *B. halimifolia* est connu comme échappé de culture (jardins de particuliers, haies, ronds-points et terre-pleins centraux des routes). On sait qu'il commence par s'établir dans des habitats artificiels sur le bord des routes, le long de canaux et voies d'irrigation, dans des friches industrielles, agricoles ou d'anciennes salines (Le

Moigne and Magnanon 2009), dans des surfaces dures des ports, sur des surfaces pavées et espaces récréatifs à partir desquels il peut envahir les zones humides côtières, les prairies humides hautes, et les zones boisées ouvertes (Sinnassamy 2004; Le Moigne and Magnanon 2009). Bien que préférant les zones humides, on le trouve aussi dans des habitats plus secs comme les landes à bruyère accompagné d'*Ulex europaeus* L. ou les hauts de plage (Anonyme 2007b), et il peut se rencontrer de 0 à environ 200m au-dessus du niveau de la mer.

Dans les régions du Pays Basque (France et Espagne), les communautés végétales les plus affectées par les invasions de *B. halimifolia* sont les communautés sub-halophiles, en particulier les stations de jonc maritime dominées par *Juncus maritimus* (Campos et al. 2004; Cano et al. 2013). Il envahit également les roselières à *Phragmites australis* au bord des eaux, les communautés à *Elytrigia acuta* (DC.) Tzvelev, et les communautés à *Calthion palustris* des prairies humides (Herrera and Campos 2010), aussi bien que les marais à *Cladium mariscus* (L.) Pohl. (Zendoia et al. 2006). On le trouve aussi dans les dunes et les falaises côtières avec des communautés halo-chasmophytiques du *Crithmo-Armerion*, ou dans des landes aérohalines du *Dactylo-Ulicion* (Valle, Varas and Sainz 1999; Campos & Herrera 2009). On note aussi que *B. halimifolia* s'établit dans des communautés d'estuaire boisé par exemple à *Alnus glutinosa*, et peut coloniser ça et là les communautés halophiles des marais situés plus bas dominés par *Sarcocornia fruticosa* (L.) A.J.Scott (Cano et al. 2013). En

France également (ex. au Domaine de la Palissade), quelques individus de *B. halimifolia* poussent parmi des communautés à *Sarcocornia*, bien que ces dernières soient les communautés les moins envahies, en raison de la forte salinité.

En France méditerranéenne, *B. halimifolia* colonise particulièrement les marais salés méditerranéens à *Juncus maritimus* et *Juncus acutus*, les roselières bordées d'eau à *Phragmites australis*, les prairies humides hautes méditerranéennes du *Molinio-Holoschoenion*, les fourrés de *Tamaris* (Fried et al. 2014; Fried & Panetta 2016) et les marais à *Cladium mariscus* et *Schoenus nigricans* L.. Dans la Crau, l'espèce est particulièrement invasive à la jonction des marais à *Cladium mariscus* et des prairies humides du *Molinio-Holoschoenion* (Marc Thibault, Tour du Valat, comm. pers.). Elle est aussi présente le long des digues et des canaux d'irrigation. Une étude conduite dans les marais salants côtiers de la Camargue et des Pyrénées-Orientales (Fried et al. 2014) a montré que les espèces les plus communes associées à *B. halimifolia* étaient *Juncus maritimus*, *Phragmites australis*, *Elytrigia acuta*, *Althea officinalis* L., *Sonchus maritimus* L. et *Juncus acutus*.

Comme en France et en Espagne, *B. halimifolia* pousse en Belgique dans un large éventail d'habitats côtiers, dont les limites supérieures des marais et vasières saumâtres ou d'eau douce, les dunes et les boisements ouverts irrégulièrement inondés (Rappé et al. 2004). Il colonise aussi bien les habitats anthropisés que naturels: interstices dans les chaussées, les quais et les murs, dunes maritimes et plages, marais salants et boisements ouverts (Rappé et al. 2004; Verloove 2011).

Le tableau 3 résume les principaux habitats dans lesquels *B. halimifolia* est connu en Europe selon la classification des habitats EUNIS. En font partie les habitats protégés par la Directive Habitats, qui sont détaillés ci-dessous dans la partie sur les *Impacts négatifs*. Caño et al. (2013) indiquent que les communautés végétales les plus souvent remplacées par des peuplements mono-spécifiques de *B. halimifolia* sont les prairies humides et les communautés à *Juncus maritimus* comme illustré par la Figure 9.

En résumé, les habitats propices à *B. halimifolia* se répartissent le long des côtes des pays d'Europe et de la Méditerranée, les estuaires s'y prêtant tout particulièrement (ex. en France dans les estuaires du Rhône, de la Gironde et de la Loire, en Espagne, en Galice, en Italie dans la région Vénitienne etc.). De plus, des habitats anthropogéniques (ex. les réseaux routiers, ferrés et les terrains vagues) convenant bien à l'établissement de l'espèce se trouvent largement répandus partout en Europe, et peuvent favoriser la colonisation à l'intérieur des terres ainsi qu'observé dans son milieu d'origine (Ervin 2009).

Interactions écologiques

Herbivores (mammifères et insectes)

Dans son milieu d'origine, différentes espèces de coléoptères et de papillons de nuit, à l'état de larves ou d'adultes, se nourrissent sur *B. halimifolia*. En se basant sur une étude sur *B. halimifolia* et sur *Baccharis neglecta* Britt. au Texas, en Louisiane et au nord du Mexique, Palmer (1987) a collecté 133 insectes phytophages (principalement des lépidoptères, des hémiptères et des coléoptères) parmi lesquels 11 ont été considérés comme spécifiques à *B. halimifolia*. Cette étude a aussi permis de faire une liste de 55 espèces d'insectes non-phytophages récoltés sur *Baccharis* spp., comprenant des prédateurs (16 espèces), et d'autres se nourrissant de pollen (15 espèces). Dans une seconde étude sur la côte Est des États-Unis, Palmer & Bennett (1988) ont collecté 108 espèces phytophages, parmi lesquelles 14 furent considérées comme monophages et cantonnées au genre *Baccharis* (voir Tableau 4). Globalement, Westman, Panetta et Stanley (1975) ont considéré que le niveau de consommation de *B. halimifolia* est faible, même dans son milieu d'origine (1,95% de perte foliaire). Ceci peut s'expliquer par une sécrétion de résine collante qui éloigne tous les herbivores sauf les insectes les plus spécialisés (Krischik & Denno 1990b, voir aussi ci-dessous les paragraphes sur le *Contrôle biologique*).

Le Monarque, *Danaus plexippus* (Linnaeus, 1758), et d'autres papillons se nourrissent du nectar produit par *B. halimifolia* (Brown and Cooperrider 2011). Certains mammifères sauvages, tels que le cerf de Virginie *Odocoileus virginianus* (Zimmermann 1780), semblent volontiers brouter *B. halimifolia*. Toutefois, il semble présenter peu ou pas d'intérêt pour d'autres espèces sauvages, voire être toxique pour certaines (Van Deelen 1991).

Dans son milieu d'introduction en France (Fried, Balmes and Germain 2013) et en Espagne (Cano, Garcia-Magro and Herrera 2013), il y a plusieurs ennemis naturels qui ont été identifiés, tels que des cochenilles et des pucerons.

Cochenilles. *Ceroplastes sinensis* Del Guercio, 1900 (Hemiptera: Coccidae), la cochenille chinoise a d'abord été identifiée sur l'espèce en Gironde (Dauphin and Matile-Ferrero 2003) et plus récemment dans le Roussillon (Fried, Balmes and Germain 2013); *Saissetia oleae* Olivier, 1791 (Hemiptera: Coccidae), la Cochenille noire, qui conduit au développement d'un champignon (la fumagine) a aussi été observée sur *B. halimifolia* en Camargue et sur la côte atlantique (Dauphin and Matile-Ferrero 2003).

Tableau 4. Liste des ennemis naturels à haute spécificité (plantes hôtes limitées au genre *Baccharis*) trouvés sur *Baccharis halimifolia*

Espèces (Ordre: Famille)	Origine	Type de dommage	Contrôle biologique	Pest status
<i>Slaterocoris pallipes</i> Knight, 1926 (Hemiptera: Miridae)	N. Am.	Ectophage		Non
<i>Stobaera pallida</i> Osborn, 1905 (Homoptera: Delphacidae)	N. Am.	Ectophage		Non
<i>Lorita baccharivora</i> Pogue, 1988 (Lepidoptera: Cochylidae)	N. Am.	Ectophage (inflorescence)	Oui	Non
<i>Prionoxystus piger</i> Grote, 1865 (Lepidoptera: Cossidae)	N. Am.	Endophage		Non
<i>Aristotelia ivae</i> Busck, 1900 (Lepidoptera: Gelechiidae)	N. Am.	Ectophage Squelettisation foliaire	Oui	Non
<i>Itame varadaria</i> Walker, 1860 (Lepidoptera: Geometridae)	N. Am.	Ectophage		Non
<i>Bucculatrix ivella</i> Busck, 1900 (Lepidoptera: Lyonetiidae)	N. Am.	Endo- et Ectophage (leafmining)	Oui	Non
<i>Hellinsia balanotes</i> Meyrick, 1908 (Lepidoptera: Pterophoridae)	N. Am.	Endophage (Tarière de tige)	Oui	Non
<i>Epiblema discretivana</i> Heinrich, 1921 (Lepidoptera: Tortricidae)	N. Am.	Endophage (Tarière de tige)		Non
<i>Amniscus perplexus</i> Haldeman, 1847 (Coleoptera: Cerambycidae)	N. Am.	Endophage		Oui
<i>Megacyllene mellyi</i> Chevrolat, 1862 (Coleoptera: Cerambycidae)	S Am	Endophage (Tarière de tige)	Oui	
<i>Trihabda bacharidis</i> Weber, 1801 (Coleoptera: Chrysomelidae)	N. Am.	Ectophage (Feuilles percées)	Oui	
<i>Neolasioptera baccharicola</i> Gagne, 1971 (Diptera: Cecidomyiidae)	N. Am.	Endophage		
<i>Neolasioptera lathamii</i> Gagne, 1971 (Diptera: Cecidomyiidae)	N. Am.	Endophage		
<i>Rhopalomyia californica</i> Felt, 1908 (Diptera: Cecidomyiidae)	N. Am.	Ectophage (galles aux pointes des pousses / feuilles / inflorescences)	Oui	Non
<i>Tephritis subpura</i> Johnson, 1909 (Diptera: Tephritidae)	N. Am.	Endophage		
<i>Puccinia evadens</i> Harkn., 1884 (Pucciniales: Pucciniaceae)	S. & N. Am.	Pathogen (sores abondantes sur feuilles et tiges (rouille jaune NdT))	Oui	

Emprunté à Palmer and Bennett 1988 et Sims-Chilton, Zalucki and Buckley 2009, 2010.

Lieu d'origine de l'espèce: Amérique du nord (N. Am.), Amérique du sud (S. Am.).

Pucerons. Deux espèces ont été notées sur *B. halimifolia* en France (Fried, Balmes and Germain 2013), *Aphis fabae* Scopoli, 1763 (Hemiptera: Aphididae) [le Puceron noir de la fève], qui est une espèce très polyphage, notée en Camargue et dans les Pyrénées-Orientales; *Aphis spiraeicola* Patch 1914 [Puceron vert à cornicules noirs] (Hemiptera: Aphididae) qui est une espèce modérément polyphage, notée dans les Pyrénées-Orientales.

Dauphin et Matile-Ferrero (2003) font également état de la présence d'une larve indéterminée d'Agromyzidae sur *B. halimifolia* en Gironde. Malgré le fait que de fortes infestations de *Ceroplastes sinensis* affectent localement la production de jeunes plants de *B. halimifolia* (Fried, Balmes and Germain 2013), leur impact semble insuffisant pour contrôler les populations de *B. halimifolia*. Dans une étude expérimentale récente, Lovet (2015) a montré qu'à court terme et avec une faible densité de larves, l'impact direct de *Ceroplastes sinensis* sur la croissance, la teneur en eau et la quantité de feuilles sèches de *B. halimifolia* n'était pas significatif. Dans la région du Pays Basque, *B. halimifolia* est aussi attaqué par des *Ceroplastes* qui n'ont pas été exactement identifiés (Cano, Garcia-Magro and Herrera 2013). Les cochenilles étaient présentes sur les nouvelles pousses d'août à décembre, et leur miellat sécrété a servi de substrat au développement de moisissures noires à l'automne. Les plants mâles ont présenté davantage de cochenilles par pousse et des degrés d'infection fongiques plus élevés que les plants femelles (Cano,

Garcia-Magro and Herrera 2013). Toutefois, l'impact des cochenilles et des moisissures noires sur les plants de *B. halimifolia* demeure inconnu.

Parasites végétaux

Moins de nématodes ont été trouvés dans les sols sous *B. halimifolia* dans le milieu d'introduction Australien, comparé aux sols natifs en Floride (Porazinska et al. 2014), ainsi qu'on s'y attendait selon l'hypothèse que le caractère invasif chez une plante est d'autant plus fort qu'elle est exemptée des maladies et parasites végétaux propres à son sol natif. Toutefois les résultats ne présentaient pas de cohérence, avec différents patrons observés selon les années et les conditions expérimentales, si bien qu'aucune conclusion générale ne peut être tirée sur l'importance de la libération des ennemis naturels dans les invasions de *B. halimifolia*.

Champignons, bactéries, virus

Il semble n'y avoir aucune maladie sérieuse qui affecte cette plante dans son milieu d'origine (Gilman 1999). Toutefois, une rouille, *Puccinia evadens* Harkn., dont l'origine va de l'Amérique du sud jusqu'au sud-ouest des États-Unis et spécifique au genre *Baccharis* (la rouille du Séneçon), agit comme un pathogène sur les feuilles et les tiges et provoque la défoliation en été et en hiver; dans les cas extrêmes les tiges peuvent finir par dépérir au cours de l'été (Sims-Chilton and Panetta 2011; F.D.Panetta, obs. pers.). *B. halimifolia* est un hôte naturel de *Xylella fastidiosa* Wells et al. 1987 [la bactérie de

l'olivier] mais les souches identifiées n'entraînent pas la maladie de Pierce (Hopkins and Adlerz 1988).

Dans son milieu d'origine les racines de *B. halimifolia* sont colonisées par un champignon mycorhizien à arbuscules (AMF) qui peut aider l'accès de la plante à des nutriments présents en quantités limitées; la biomasse totale des plantules de *B. halimifolia* était corrélée positivement au pourcentage de colonisation par des AMF (Paudel, Baer and Battaglia 2014). Dans le milieu d'introduction, on manque d'études qui rechercheraient si le développement du mutualisme avec des AMF se produit à un taux plus élevé qu'au sein des espèces natives co-occurentes, ce qui contribuerait au caractère invasif de *B. halimifolia* (Richardson, Allsopp et al. 2000).

Biologie

Phénologie

En Australie, la germination a lieu principalement au cours de l'automne et des premiers mois d'hiver, rapidement après la dissémination des graines par les plants (Panetta 1979a). Dans les habitats de la côte atlantique espagnole, la germination peut se produire du printemps jusqu'au début de l'été (Caño et al. 2010).

Dans la partie plus fraîche de son aire de distribution, *B. halimifolia* a les feuilles caduques. Dans la région méditerranéenne les feuilles tombent tard en automne (novembre) et les nouvelles feuilles sont produites à la fin de l'hiver (février). Une période similaire de chute des feuilles (de décembre à février) a été observée à Gainesville, Floride (Van Deelen 1991). Dans la région du Pays Basque, on a observé une chute des feuilles plus précoce, dès la fin de l'été (Caño, Garcia-Magro and Herrera 2013). Dans cette région la croissance des pousses de *B. halimifolia* se produit de mai à décembre, les boutons floraux étant produits fin juillet (Caño, Garcia-Magro and Herrera 2013), mais les fleurs mâles avant les fleurs femelles. *B. halimifolia* fleurit d'août à octobre et produit ses graines d'octobre à novembre, que ce soit dans son aire d'origine (Van Deelen 1991) ou dans son aire d'introduction espagnole et française. Toutefois des variations à petite échelle des conditions édaphiques peuvent modifier la phénologie de *B. halimifolia*: l'allongement des tiges et la production des feuilles cessent d'autant plus vite que la salinité s'accroît, et globalement, la salinité rend la floraison plus précoce (Caño, Garcia-Magro and Herrera 2013). De plus, individus mâles et femelles montrent des réponses phénologiques différentes aux conditions environnementales.

Données physiologiques

Plusieurs études ont montré que la plasticité des traits à la fois morphologique et écophysiologique peuvent mettre en lumière les mécanismes sous-jacents de la tolérance relative de *B. halimifolia* à un large éventail de conditions écologiques.

Longévité des feuilles et climat

L'adaptabilité relative de *B. halimifolia* peut être constatée à travers la longévité de ses feuilles: bien qu'il montre un type de croissance semi-caduc dans les secteurs les plus au nord de son aire de répartition d'Amérique du Nord et d'Europe, il est aussi capable de conserver ses feuilles toute l'année dans la majeure partie de sa distribution globale, notamment en Australie (Sims-Chilton and Panetta 2011).

Réponse des feuilles à la disponibilité en lumière

Dans une étude visant à caractériser les profils physiologiques de trois espèces dominantes communes le long d'un coenocline côtier d'Alabama, couvrant des changements de salinité, de disponibilité des sols en eau et de disponibilité en lumière, l'aire foliaire spécifique de *B. halimifolia* allait de ~ 10 à $\sim 16,5 \text{ mm}^2/\text{mg}$ avec un niveau décroissant de lumière (Pivovarov et al. 2015). Cela montre que dans des conditions de faible éclairage, *B. halimifolia* produit des feuilles plus grandes et moins épaisses. La conductance stomatale variait de ~ 100 à $500 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ pendant le cours de la journée, et montrait une adaptation à la disponibilité en lumière, avec de plus longues périodes d'ouverture stomatale en condition de lumière réduite, et des pics plus hauts et plus concentrés de conductance stomatale dans les sites plus exposés à la lumière (Pivovarov et al. 2015).

Tolérance à la salinité

Un travail de recherche conduit sur des populations natives (en Virginie, États-Unis) a montré que *B. halimifolia* peut résister à de fortes concentrations en sel dans ses tissus ($>300 \text{ mM}$), conservant une faible activité de photosynthèse sans nécrose (Zinnert, Nelson and Hoffman 2012). Des expériences conduites en conditions contrôlées sur des populations du milieu invasif (Pays Basque, Espagne) ont montré que *B. halimifolia* est un halophyte facultatif (c'est à dire que sa croissance est optimale en l'absence de salinité) avec une forte tolérance à la salinité (Caño et al. à paraître). Cela rejoint le faible taux de mortalité découvert pour les hauts niveaux de salinité de 20 g NaCl/l sous serre, et la capacité à se reproduire en conditions salines $\leq 15 \text{ g NaCl/l}$. L'exposition expérimentale de *B. halimifolia* au stress salin a diminué sa croissance, réduit son aire foliaire spécifique et renforcé la chute des feuilles, sous serre (Caño et al. à paraître), autant d'éléments qui

correspondent bien aux réponses documentées d'individus adultes envahissant des marais salés naturels (Caño et al. 2014). La réduction de l'aire foliaire spécifique permet probablement à *B. halimifolia* d'améliorer son efficacité à utiliser l'eau en réduisant sa densité stomatale et ainsi, sa transpiration. De plus, *B. halimifolia* se comporte comme une plante accumulatrice de sel, en stockant les ions de sodium (Na^+) dans ses feuilles en fonction du niveau de salinité extérieur (Caño et al. à paraître), et aussi en synthétisant de hauts niveaux de proline (Fuertes-Mendizabal et al. 2014), qui agit probablement comme un osmolyte ou un osmoprotecteur. Ces découvertes fournissent une forte preuve de l'adaptation physiologique de *B. halimifolia* aux habitats salins.

Des plants issus de rameaux coupés semblent tolérer davantage le sel que les plants issus de graines, parce que la biomasse totale s'est trouvée moins réduite sous condition de sel similaire, sous serre, dans le premier cas (48%) que dans ce second (84%) (Caño et al. à paraître). Cette observation indique que les repousses à partir de rameaux plantés lors de mesures de gestion, auront probablement de meilleurs taux de croissance que les plants issus de graines, dans des sols salins, étant donné en particulier le faible taux absolu de croissance des plantules (Panetta 1977). Au cours de ces mêmes expériences, le large gradient de salinité qui a été réalisé sous serre a permis de démontrer que plusieurs traits des plants manifestaient une réponse plastique couvrant l'intégralité du gradient (Caño et al. à paraître). Il est intéressant de noter que la réponse à la salinité et la plasticité semble être affectés par la salinité maternelle (comme déterminé par le contenu foliaire parental en Na^+), à la fois dans le cas de plants issus de graines ou de plants issus de rameaux, montrant des effets trans-générationnels.

Stress hydrique

Les potentiels hydriques de la plante le long du coenocline côtier en Alabama décrit ci-dessus (Pivovarov et al. 2015) ont varié de -0,5 MPa (précédant l'aube) à -1,9 MPa (milieu de journée) sans différence entre les potentiels hydriques vers midi, que ce soit côté mer ou côté terre de la zone de distribution de *B. halimifolia* (disponibilité en eau décroissante), signalant un même stress hydrique. La variation de la vulnérabilité du xylème à la cavitation (Ψ_{50}) a montré un ajustement physiologique au stress hydrique, côté terre de son aire de répartition (Pivovarov et al. 2015).

Réponse à la disponibilité en nutriments

Selon Connor et Wilson (1968), cité par Westman, Panetta et Stanley (1975), la dominance relative de *B.*

halimifolia dans une végétation marécageuse s'accroît en fonction de l'épandage de fertilisants.

Lors d'une expérience visant à tester les réponses de germinations de *B. halimifolia* à différents niveaux de concentration en N (0-200mg/kgN), sa biomasse était maximale à 200 mg/kgN (Vick and Young 2013). Cette étude a indiqué que *B. halimifolia* réagissait au stress et à une limitation en ressource par des ajustements physiologiques (photosynthèse et conductance stomatale se virent respectivement réduites de 62% et 76%), du contenu en nutriment, et des effets isotopiques. Cela a aussi indiqué des signes de limitation conjointe de N et P (Vick and Young 2013). Cela confirme les observations précédentes que *B. halimifolia* est réceptif à une faible disponibilité en P, ce qui peut expliquer sa plus grande sensibilité à l'inondation (Westman, Panetta and Stanley 1975).

Graines

Baccharis halimifolia a deux catégories de graines: (1) les graines qui répondent aux fluctuations de température en l'absence de lumière, et (2) les graines qui germent par température fluctuante et lumière intermittente (Panetta 1979c). Les graines se trouvant enterrées à des profondeurs excédant 5 cm sont probablement en dormance, attendant les signaux de la lumière et de la température pour germer.

Biologie de la reproduction

Biologie florale

Les fleurs femelles de *B. halimifolia* sont pollinisées par le vent (Krischik & Denno 1990a; Sims-Chilton & Panetta 2011). Les fleurs peuvent aussi être pollinisées par des pollinisateurs généralistes comme les abeilles, mais de tels organismes ne sont pas nécessaires à la production des graines.

Hybrides

Le genre *Baccharis* compte environ 400 espèces, se rencontrant principalement en région tropicale du Nouveau Monde et en région chaude tempérée. Dans son milieu d'origine, *B. halimifolia* est noté s'étant hybridé avec *B. neglecta* et *Baccharis angustifolia* Michx. dans l'Arkansas, la Louisiane et le Texas de l'Est. En Floride, *B. halimifolia* est connu pour s'hybrider avec *B. angustifolia* (Sundberg and Bogler 2006). L'Europe ne comprenant aucune espèce de *Baccharis*, le risque d'hybridation avec une espèce native est nul.

Production de graines, dispersion et germination

Les akènes sont attachés à un pappus qui facilite leur propagation par le vent et aussi par l'eau (Sims-Chilton

and Panetta 2011). Il n'y a pas besoin d'une autre espèce pour la dispersion des graines.

La stratégie reproductive de *B. halimifolia* possède certaines caractéristiques qui vont l'aider à s'établir: (a) la capacité, bien qu'arbuste ligneux, à fleurir dès la deuxième année (Panetta 1979a) [et même dès la 1ère année de germination, obs. pers. NdT]; (b) une haute efficacité des mécanismes de pollinisation, avec des taux de fertilité observés de 90% (Panetta 1979a); (c) la capacité à produire de nombreuses graines, les estimations allant de 10 000 (Auld 1970) à 1 500 000 par an pour un adulte en bonne santé poussant en plein soleil (Westman, Panetta and Stanley 1975); (d) la dispersion effective, qui comporte une capacité de dispersion à longue distance par le vent (étant donné en particulier la forte fécondité de l'espèce), ce qui augmente la probabilité d'atteindre des espaces propices à son établissement; (e) la capacité à germer rapidement quand les conditions sont favorables: des observations de terrain (Westman, Panetta and Stanley 1975) ont montré que la plupart des graines germent dans le mois qui suit leur dépôt; (f) la longévité de la banque de graines dont on peut s'attendre à ce qu'elle persiste au minimum deux ans (Panetta 1979a, 1979b) et (g) la capacité à produire de nouveaux rejets depuis la base à la suite de perturbations (feu, gestion) (Westman, Panetta and Stanley 1975).

Toutefois, certaines caractéristiques lui sont préjudiciables: (a) *B. halimifolia* est une espèce à petites graines, et par conséquent n'a qu'un potentiel modéré de développement de ses plantules (Panetta 1977); (b) une faible croissance pendant la phase d'établissement peut allonger d'autant les périodes de stress hydrique, ou sinon, accroître la mortalité en condition d'inondation; (c) on a déterminé que l'ombre a un impact significatif sur la croissance des plantules, en particulier pendant les onze premières semaines (Panetta 1977); (d) un fort ensoleillement est nécessaire pour enclencher la production de fleurs (Panetta 1979a); (e) l'espèce étant dioïque, il faut qu'un individu femelle colonisatrice soit couverte par le pollen d'un mâle pour produire des graines.

Panetta (1979a) a estimé que le rendement reproductif d'une population de *B. halimifolia* qui se développe sous la canopée d'une station de pins avant fermeture de la canopée, avait une production de 376 000 akènes/m². Même dans des conditions d'ombrage (toile d'ombrage Sarlon de 92%), la production de graines demeure considérable, avec environ 20 000 akènes produits au m² (Panetta 1979a). Les graines sont très petites: leur masse est d'environ 0,11 mg (Panetta 1977). La plupart tombent à quelques mètres autour du buisson parent (Anonyme 2007a), mais certaines observations ont montré que les graines peuvent être emportées jusqu'à 140 m d'un plant de 2 m de haut

(Diatloff 1964), alors que les courants de vents ascendants peuvent emporter des graines à de nombreux kilomètres (Anonyme 2007a). D'après Westman, Panetta et Stanley (1975), il existe des populations isolées apparemment distantes d'au moins 2 à 3 miles (3,2 à 4,8 km). Certaines populations isolées que l'on a trouvées lors d'un travail de reconnaissance en Camargue, étaient séparées par plus de 5 km (Charpentier, Riou and Thibault 2006). *B. halimifolia* est suspecté d'entrer continuellement au Pays Basque espagnol par des akènes apportés par le vent qui viendraient du Pays Basque français, et réciproquement (Estela Beteta, Gobierno Vasco, comm. pers. 2012).

Caño et al. (2013) signalent que sur les 90 années passées, *B. halimifolia* a envahi tous les estuaires des 300 km de la côte nord de l'Espagne, si bien que la progression moyenne de *B. halimifolia* peut s'estimer à ~ 3km/an. À la Réserve Urdaibai Biosphère (Pays Basque espagnol) le secteur envahi s'est accru de 54 ha en 1996, à 128 ha en 2000, et 288 ha en 2005. De plus, d'après Prieto (2008) *B. halimifolia* remplace totalement les communautés de plantes sub-halophiles, et forme des stations monospécifiques impénétrables de plus de 88 ha. À la Réserve Naturelle Nationale d'Arès-Lège Cap-Ferret (France), *B. halimifolia* s'est étendu sur plus de 11,27 ha entre 1985 et 2007, avec un taux estimé d'accroissement de 0,34 ha/an entre 1985 à 2005, et de 1,25 ha/an entre 2005 et 2007 (GT IBMA 2016).

Perennité

S'établir par semis est la première méthode de régénération de *B. halimifolia*. Toutefois, si on le taille au-dessus du sol, *B. halimifolia* est capable de rejeter. D'après des sources horticoles des États-Unis (par exemple, Brown et Cooperrider 2011) l'espérance de vie de *B. halimifolia* pourrait aller jusqu'à 50 ans.

Impacts et importance économique

Utilisation et impacts positifs

Dans son milieu d'origine, *B. halimifolia* est cultivé occasionnellement, mais rarement recommandé par les jardiniers paysagistes et les architectes du paysage (Brown and Cooperrider 2011). On le trouve utile pour faire des haies ou des séparations, notamment au bord de la mer du fait de sa résistance aux embruns salés (Brown and Cooperrider 2011). Il est aussi utilisé pour reconquérir des sites par assèchement, sur sols humides ou détrempés tels que les fossés de drainage ou les bassins de rétention (Nesom 2006). En Louisiane du Sud, *B. halimifolia* était utilisé en médecine traditionnelle pour traiter l'inflammation des reins et la fièvre.

En Europe, la plante a été une espèce ornementale appréciée, surtout pour sa vigueur, son insensibilité aux maladies, sa floraison automnale et sa résistance aux embruns salés. Pour ces raisons *B. halimifolia* a largement été utilisé comme haie ou comme brise-vent dans les secteurs du bord de mer. Jusqu'en 2016 on pouvait toujours se procurer cette espèce dans le commerce comme plante d'ornement [vente désormais interdite par le règlement N°1143/2014 de l'UE et la première liste d'espèces réglementées paru en juillet 2016, note DL]. Le guide allemand du shopping pour les plantes ornementales (PPPIIndex 2016) donne la liste de trois fournisseurs de *B. halimifolia*, et EPPO (2013) donne la liste d'un certain nombre d'autres fournisseurs en Europe. Toutefois, les ventes dans les principales jardinerie françaises sont minimales, ne dépassant pas quelques individus par an, pour l'ensemble du territoire (Manceau 2015). La valeur marchande estimée de l'espèce étant faible, le potentiel d'entrave de la part des commerçants à son interdiction, est par conséquent faible. Plusieurs pépiniéristes et jardinerie en France ont volontairement retiré *B. halimifolia* des ventes du fait de son invasivité reconnue. Récemment, le code de conduite volontaire du secteur horticole en France a classé l'espèce dans sa liste de consensus, ce qui signifie que les signataires de ce code sont d'accord pour son bannissement total (Manceau 2015). Des plantes de substitution non-invasives peuvent être utilisées dans les mêmes buts d'ornement et d'agrément. En France, des recommandations allant dans le même sens que les pépiniéristes professionnels proposent *Atriplex halimus* L., originaire du bassin méditerranéen comme brise-vent, en raison de sa résistance à la sécheresse et aux embruns. Les exotiques *Leucophyllum frutescens* (Berland) I.M.Johnst. et *Xanthoceras sorbifolia* Bunge peuvent être utilisés à des buts ornementaux (Agence Méditerranéenne de l'Environnement, Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles 2003).

Impacts négatifs

Effets sur le fonctionnement de la biodiversité et des écosystèmes

L'espèce forme des stations mono-spécifiques denses et persistentes: chaque arbuste peut vivre plusieurs décennies (Brown and Cooperrider 2011). L'espèce peut donc avoir des impacts préjudiciables aux populations et aux communautés d'espèces végétales indigènes.

Impacts sur les plantes et la végétation. Dans son milieu d'origine *B. halimifolia* est considéré comme une mauvaise herbe arbustive (Erwin 2009). Dans un projet de restauration de prairie native dans l'est du Texas, la présence envahissante de *B. halimifolia* a réduit la

diversité des plantes herbacées (Harcob 1989). En Australie, *B. halimifolia* est considérée comme une espèce nuisible majeure des zones humides à *Melaleuca* (Westman, Panetta and Stanley 1975) où il forme un épais sous-bois et empêche la croissance des carex natifs (Anonyme 2007a in Sims-Chilton and Panetta 2011). En France, Sinnassamy (2004) signale que *B. halimifolia* peut éliminer les autres plantes par exclusion compétitive. Une fois établi, l'arbuste bloque la lumière aux autres espèces, modifiant les conditions micro-climatiques, ce qui entraîne la régression des espèces herbacées. Selon Dupont (1966) dans la partie la plus humide des zones rocheuses, une invasion de *B. halimifolia* conduit à l'élimination d'espèces spontanées telles qu'*Apium graveolens* L., *Apium nodiflorum* (L.) Lag., *Samolus valerandi* L. ou *Lysimachia maritima* (L.) Gallasso Banfi & Soldano.

Une récente étude menée en France (Fried et al. 2014), a mesuré l'impact de *B. halimifolia* sur des communautés végétales natives à *Juncus maritimus* méditerranéennes, et à *Juncus acutus* de marais salins (A2.522 d'après la classification EUNIS). En moyenne, à l'échelle d'un quadrat (4m²), *B. halimifolia* réduit la richesse en espèces de 42%, et l'index de dissimilarité Jaccard indique une différence de 0,64 dans la composition des espèces. À l'échelle de l'habitat, la richesse totale en espèces a été significativement réduite de 39%, passant de 36 à 22 espèces (test de permutation sur des courbes cumulatives de richesse en espèces). L'abondance de toutes les formes de vie (thérophytes, géophytes et hémicryptophytes) s'est vue significativement réduite au-dessous des étendues de *B. halimifolia*, à l'exception des chaméphytes (ex. *Halimione portulacoides* (L.) Allen, *Sarcocornia fruticosa*, *Limbaria crithmoides* (L.) Dumort). *B. halimifolia* provoque particulièrement le déclin d'abondance de plantes natives telles que *Juncus maritimus*, *Elytrigia acuta*, *Lotus jordanii* (Loret & Barrandon) Coulot & Rabaute, *Phragmites australis*, *Limonium narbonense* Mill. et *Sonchus maritimus*. Les impacts variaient selon les communautés végétales envahies, avec une plus grande ampleur en pertes d'espèces natives dans les prairies humides sur sols oligo-halins (*Holoschoenetalia vulgaris*), par comparaison avec les communautés de marais salés dominés par *Juncus maritimus* (*Juncetalia maritimi*) sur sols méso-halins (Fried & Panetta, 2016). Ces résultats étaient cohérents entre deux régions différentes (Camargue et Roussillon), ceci probablement dû au couvert plus élevé atteint par *B. halimifolia* dans ces communautés. Les plantes herbacées annuelles et vivaces étaient plus sensibles à la couverture croissante de *B. halimifolia*, comparé aux graminoides vivaces (Fried & Panetta, 2016). Quand le couvert de *B. halimifolia* excède 86%, la couverture totale des espèces

natives amorce un rapide déclin (Fried and Panetta à paraître).

Dans la région du Pays Basque espagnol, Caño et al. (2013) ont signalé que les communautés à *Juncus maritimus*, *Elytrigia acuta* et *Phragmites australis* étaient les plus affectées (Figure 9). La moyenne du couvert de *B. halimifolia* dans des communautés de joncs marins envahies des estuaires du nord de l'Espagne allait de 32,2% (\pm 4.91 SE) dans des étendues de joncs à faible salinité, à 3,6% (\pm 2.41 SE) dans les étendues de joncs à salinité élevée. Toutefois, malgré la moindre sensibilité à l'invasion des communautés de joncs à salinité élevée, l'impact de *B. halimifolia* sur les espèces des estuaires a plus d'importance sur ces sites que sur les communautés à faible salinité, étant donné que ce sont les premières qui accueillent la plus grande partie d'espèces caractéristiques. *B. halimifolia* a réduit le couvert des espèces natives, le couvert des espèces natives des estuaires, la richesse en espèces natives, et la richesse en espèces estuariennes dans les communautés de joncs envahies (Caño et al. 2014). Une autre conséquence importante de l'invasion de *B. halimifolia* dans les communautés de joncs, est la réduction de la place occupée par la couche herbacée sous-arbustive. Dans les endroits envahis, le taux moyen de remplacement de la couche herbacée sous-arbustive par *B. halimifolia* était approximativement de 9% sur les étendues à salinité élevée, et de 24% dans les sites à faible salinité (Caño et al. 2014).

Impacts sur les animaux. Une étude menée dans le Morbihan (Bretagne, France) sur les insectes associés à *B. halimifolia* (Mallard 2008) a montré que la richesse et l'abondance en espèces d'insectes étaient réduites sur *B. halimifolia* comparées à celles des buissons natifs (*Prunus spinosa* L., *Ulex europaeus* L.) et à celles des arbres (*Quercus robur* L., *Salix atrocinerea*). Une réduction particulièrement forte des insectes phytophages a été observée, les Lepidoptera étant les plus impactés. On s'attend à des modifications dans les communautés d'invertébrés et de vertébrés, mais il n'y a jusqu'à présent aucune donnée disponible sur le sujet. Galarza et Hidalgo (2005–2006) signalent que les stations de *B. halimifolia* ont un impact sur les populations d'oiseaux associées aux habitats envahis. On considère que la plante réduit l'attractivité et l'usage de ces habitats pour la nidification, le repos et l'alimentation. Une étude récente menée à la Réserve Urdaibai Biosphère (Pays Basque, Espagne) a démontré qu'une invasion de *B. halimifolia* (Arizaga, Unamuno and Clarabuch 2013) affecte l'abondance, la structure et la composition des communautés d'oiseaux associées aux stations de roseau commun, parce que la présence de passereaux associés aux écosystèmes forestiers est accrue. *Acrocephalus paludicola* [Phragmite aquatique] (Vieillot, 1817) est un oiseau qui fréquente les stations

de roseau commun dans les estuaires cantabriques, et pourrait être une des espèces les plus affectées par l'invasion de *B. halimifolia* (Arizaga, Unamuno and Clarabuch 2013).

Impacts sur les écosystèmes. À cause de son net impact sur la structure et la physionomie de la végétation, autant que par ses effets possibles sur les processus des écosystèmes (ex. la sédimentation), *B. halimifolia* est considéré comme une espèce "transformatrice", c'est à dire une plante invasive allochtone, qui entraîne des changements dans le caractère, la condition, la forme et la nature des écosystèmes qu'il envahit (Richardson, Pysek et al. 2000).

Régime du feu. Les feuilles et le bois de *B. halimifolia* secrètent une résine inflammable (Bean 1981), si dense que les épais fourrés de cette espèce pourraient accroître la fréquence des incendies dans les habitats envahis (Sinnassamy 2004) mais cela n'a pas été observé en Europe.

Sédimentation. Campos et Herrera (2009) ont suggéré que le système racinaire et la production d'une épaisse litière par *B. halimifolia* pourraient entraîner des changements dans la dynamique de sédimentation des marais salés. Bien qu'aucune mesure n'ait été entreprise pour appuyer de telles affirmations, Lozano Valencia et Alagón Cardoso (1995) ont observé que les sols des secteurs colonisés massivement par *B. halimifolia* présentaient un plus haut pourcentage en sable.

Interception de la lumière. Les fourrés denses de *B. halimifolia* réduisent aussi la lumière disponible pour les espèces herbacées, ce qui est particulièrement préjudiciable aux espèces héliophiles, telles que les espèces menacées *Lysimachia maritima*, *Cochlearia aestuaria* (J.Lloyd) Heywood ou *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs (Campos et al. 2004; Caño et al. 2013).

Succession. Dans les marais salés méditerranéens, les *Tamaris* natifs (*Tamarix gallica* et *Tamarix africana*) se limitent d'habitude aux dépressions humides et sont incapables de s'établir dans les parties les plus sèches des marais salés, où *B. halimifolia* est le seul arbuste, modifiant ainsi la succession naturelle en ajoutant un nouvel étage de végétation (Fried & Panetta, 2016). Dans la partie du secteur où ces espèces poussent ensemble, Fried et Panetta (2016) ont montré que *B. halimifolia* a un impact plus fort que *Tamarix gallica* sur la végétation herbacée.

Dans la région du Basque espagnol, l'invasion de *B. halimifolia* a causé un changement marqué dans la structure et la physionomie de la communauté envahie (Campos et al. 2004). L'impact de *B. halimifolia* sur les communautés de plantes (dont des changements de formes de vie) peut aussi s'expliquer par le fait que sa présence peut favoriser les petits herbivores (ex. les lapins), ce qui réduit le couvert herbacé, chose également observée en Californie à propos de l'espèce proche *B. pilularis* DC. (Hobbs and Mooney 1986).

en Belgique, la Réserve de Biosphère de Camargue en France, ou le Parc Interrégional du Delta du Pô et le Lagon de Venise en Italie (Caño et al. 2013). En Espagne, cet arbuste exotique a déjà colonisé 18 sites protégés, dont trois Parcs Naturels, une Réserve de Biosphère et plus de dix SIC au Pays Basque et dans les régions cantabriques (Campos, Caño and Herrera 2014). Une liste non-exhaustive des sites Natura 2000 où *B. halimifolia* est présent en Espagne, France et Belgique se trouve dans EPPO (2013). [European and Mediterranean

Tableau 5. Liste des habitats menacés inscrits à l'Annexe 1 de la Directive Habitats européenne, où *B. halimifolia* s'est établi en Europe.

Code	Description
1230	Falaises avec végétation des côtes atlantiques et baltiques
1330	Prés-salés atlantiques (<i>Glauco-Puccinellietalia maritimae</i>)
1410	Prés salés méditerranéens (<i>Juncetalia maritimi</i>)
1420	Fourrés halophiles thermo-atlantiques (<i>Sarcocornetea fruticosi</i>)
2130 *	Dunes côtières fixées à végétation herbacée (dunes grises)
2190	Dépressions humides intradunales
3130	Eaux stagnantes, oligotrophes à mésotrophes avec végétation du <i>Lirrorelletea uniflorae</i> et /ou du <i>Isoëto-Nanojuncetea</i>
4040 *	Landes sèches atlantiques littorales à <i>Erica vagans</i>
6420	Prairies humides méditerranéennes à grandes herbes du <i>Molinio-Holoschoenion</i>
7210 *	Marais calcaires à <i>Cladium mariscus</i> et espèces du <i>Caricion davallianae</i>
91E0 *	Forêts alluviales résiduelles à <i>Alnus glutinosa</i> et <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)

*indique un habitat Prioritaire.

Colonisation des habitats à haute valeur de conservation et effets sur les espèces rares ou vulnérables

Présence dans les habitats à haute valeur de conservation. Contrairement au fait que la plupart des plantes allochtones sont souvent confinées aux habitats perturbés, *B. halimifolia* se trouve dans nombre d'"Habitats naturels d'intérêt de la Communauté Européenne", figurant à l'annexe1 de la Directive Habitats 92/43/EEC (Commission Européenne 2007) dont en particulier des Prés-salés atlantiques (*Glauco-puccinellietalia maritimae*) [1330] (Site internet des Espèces invasives allochtones de Belgique 2012) et des Falaises avec végétation des côtes atlantiques et baltiques (*Chrithmo-armerion*) [1230]. Certains font même partie de la catégorie "habitat prioritaire": landes côtières atlantiques sèches à *Erica vagans* (*Dactylo-Ulicion*) [1230] (Campos, Caño and Herrera 2004) ou communautés à *Cladium mariscus* [7210] en vallée du Rhône (Anne Charpentier, Université de Montpellier, comm. pers. 2012). Le tableau 5 résume la liste des habitats inscrits à l'annexe 1 de la Directive Européenne des Habitats (Directive 92/43 EEC) colonisés par *B. halimifolia*. Il est à souligner que *B. halimifolia* a déjà envahi des habitats qui se trouvent en site d'importance communautaire (SIC) du Réseau Natura 2000 et en secteur de zone littorale protégée (UNESCO, Ramsar, etc.), tels que la Baie de Heist et les Réserves Zwin Nature

Plant Protection Organization (NdT)].

Impact sur les espèces rares ou vulnérables. Dans la région du Pays Basque espagnol, on pense que *B. halimifolia* a réduit les populations de *Matricaria maritima* L. (Campos et al. 2004) qui fait partie de la catégorie CR (en danger critique d'extinction) au "Catalogue basque des espèces menacées de la faune et de la flore sauvage et marine", mais il n'existe aucune évaluation disponible de ce déclin. Certaines espèces des estuaires présentes dans les marais à joncs envahis, telles que *Cochlearia aestuaria*, *Dryopteris carthusiana*, *Frankenia laevis* L., *Hibiscus palustris* L., *Limonium humile* Mill., *Salicornia* spp ou *Sarcocornia perennis* (Mill.) A.J. Scott, sont déjà menacés au niveau régional ou national (Uribe-Echebarria and Campos 2006; Prieto et al. 2007).

Les études récentes conduites dans des marais salants méditerranéens (Fried et al. 2014; Fried & Panetta, 2016) en France n'ont pas révélé d'impact significatif sur des espèces rares. Toutefois, des stations denses de *B. halimifolia* sont présentes sur des secteurs à espèces ayant une valeur de conservation: *Cynanchum acutum* L. (protégé en région Provence-Alpes-Côte-d'Azur), *Iris reichenbachiana* Klatt (protégé dans les régions Poitou-Charentes et Pays-de-la-Loire), ou *Crypsis aculeata* (L.) Aiton. (protégé en région Provence-Alpes-Côte-d'Azur).

On considère que cette plante réduit l'attractivité et l'usage des habitats pour la nidification, le repos, et la recherche de nourriture. *B. halimifolia* est

suspecté de menacer *Acrocéphalus arundinaceus* (Linnaeus, 1758) [Rousserolle turdoïde] inscrit à l'Annexe 2 des Conventions de Bonn et de Berne, inscrit au Catalogue National des espèces menacées en Espagne, de même qu'en France, et placé dans la catégorie "vulnérable" de la Liste Rouge UICN; de même *Embériza schoeniclus* (Linnaeus, 1758) [Bruant des roseaux NdT], inscrit à l'Annexe 2 de la Convention de Berne et listé aux articles 1 et 5 en France, mais considéré comme étant de préoccupation mineure, à la fois en France et selon la Liste Rouge de l'UICN.

Agriculture et autres impacts économiques

Agriculture. Dans son milieu d'origine, *B. halimifolia* est considéré comme une mauvaise herbe à cause de son "infestation" des pâturages surexploités du sud des États-Unis (Nesom 2006). En Australie, *B. halimifolia* est un fléau des pâtures où d'épaisses stations peuvent empêcher le mouvement du bétail et réduisent la productivité des secteurs pâturés (Ensby 2001). Il a peu de valeur nutritionnelle pour le cheptel. On signale très peu de cas d'empoisonnement sur les troupeaux dus aux glucosides cardiotoxiques présents dans les feuilles de la plante (Boldt 1987, cité dans Sims-Chilton and Panetta 2011). Cela est probablement dû à la faible palatabilité de la plante: *B. halimifolia* est brouté généralement seulement quand l'herbe se fait rare (Everist 1974). D'autres études n'ont montré aucun effet poison. Par exemple, White (1936) a nourri deux génisses (*Bos taurus* L.) de *B. halimifolia* pendant 13 jours. Les animaux semblaient amaigris, mais sans symptômes évidents d'empoisonnement. En France et en Espagne il n'y a actuellement aucune donnée d'impacts sur les pâturages.

Autres pertes économiques. En Bretagne, l'espèce est responsable du ralentissement de la production de sel (en diminuant le vent et l'évaporation de l'eau), entraînant des pertes économiques. L'espèce limite aussi l'accès aux zones de production de sel (site internet de l'Observatoire de la biodiversité Bretagne 2012). De plus, la forte quantité de graines accroît la partie insoluble dans la production de sel (David 1999 in Sinnassamy 2004).

Santé

Les graines sont toxiques si on les mange (Brown and Cooperrider 2011).

Moustiques. L'établissement de *B. halimifolia* se produit dans des secteurs favorables aux moustiques. Ses épais fourrés protègent les larves de moustique des traitements aux insecticides et compliquent l'accès pour la démoustication (Bouterin and Canonge 1999 in Sinnassamy 2004).

Rhume des foin. *B. halimifolia* est également connu pour provoquer des allergies de type rhume des foin (Moss 1967, cité par Panetta 1979a; De Loach et al. 1986) causées par le pollen apporté par le vent, et le plumet des graines (Anonyme 2007a). Green, Simpson et Dettmann (2011) ont réalisé une étude sur la présence de pollen dans l'air à Brisbane. Ils ont trouvé qu'en mars et avril, les plus fortes concentrations en pollen d'Astéraceae venaient principalement de *B. halimifolia*. Le pollen de *B. halimifolia* est signalé comme allergène sévère (site internet de la Bibliothèque du pollen 2012) et provoque des symptômes chez les personnes sensibles à *Ambrosia artemisiifolia* L. (Site internet de la Fondation asthme et allergies en Amérique 2012).

Coûts des contrôles

Dans les années 70, le coût d'un programme de contrôle aux herbicides (2,4-D et 2,4,5-T) au Queensland a été estimé à plus de 500 000\$ par an (Westman, Panetta and Stanley 1975). Ce chiffre concerne principalement le contrôle de *B. halimifolia* dans les pâtures, mais étant donné l'obligation légale de contrôle de cette plante indésirable, d'autres usages des sols sont probablement aussi pris en compte. En France et en Espagne, on ne signale pas d'impact sur les pâturages, mais des programmes de contrôle sont mis en œuvre dans des buts de préservation de l'environnement.

En France, en Loire-Atlantique (44), une action d'endiguement sur une population de 124 arbres (répartis sur 49 localisations) a été estimée à 3 064€ (Commission Syndicale de Grand Brière Mottière 2007).

Dans la région du Pays Basque, un projet LIFE+ a été mis en place pour supprimer *B. halimifolia* des trois estuaires (Urdaibai, Txingudi et Lea) (site internet du projet LIFE www.euskadi.eus/life_estuarios). Au cours de l'année 2011 des travaux de contrôle ont été mis en œuvre à Urdaibai, basés sur deux méthodologies principales: (a) l'arrachage manuel pour les sujets mesurant moins de 50-75 cm, en déterrants complètement le système racinaire; (b) l'emploi d'herbicides: les sujets adultes et ceux produisant de nouveaux rejets sont coupés un par un et badigeonnés à l'herbicide (glyphosate 36%) dilué dans de l'huile à proportion de 1:1. En 2011, 298,08 hectares ont ainsi été traités pour un coût total de 630 000€ (Ihobe 2014).

Législation et gestion

Législation

B. halimifolia a été déclaré organisme indésirable selon l'Acte Biosécurité de Nouvelle Zélande 1993, ce qui rend illégal de libérer en connaissance de cause, répandre, mettre à l'étalage ou vendre, reproduire, propager ou

distribuer de toutes les manières la plante, entière ou en partie. Le but des actions de gestion là où l'espèce est présente est l'éradication (Lynne Huggins, Department of Conservation, New Zealand, comm. pers. 2012). En Australie, l'espèce est classée nuisible et fait l'objet d'une régulation au Queensland et en Nouvelle Galles du Sud, ainsi que dans le Territoire du Nord où il n'est pas noté présent (Weeds Australia Database 2012).

En Espagne, l'espèce figure au top 20 des espèces les plus invasives (Grupo Especialista en Invasiones Biológicas 2006), et est inscrite comme telle au Catalogue Espagnol des Espèces Exotiques Envahissantes. Ce catalogue est règlementé par Décret Royal 630/2013 du 2 août, interdisant la possession, le transport, le trafic et le commerce de plants, vivants ou morts, des restes ou des propagules de toutes les espèces listées dans le Catalogue (article 7.1). En Allemagne, l'espèce est inscrite à la "liste noire - liste d'alerte des espèces invasives" (Starfinger and Nehring 2013).

En Europe, depuis 2016, *B. halimifolia* est pré-listé comme l'une des espèces préoccupantes pour l'Union par le Règlement n° 1143/2014 du Parlement Européen et du Conseil du 22 octobre 2014 sur la prévention et la gestion de l'introduction et de la propagation d'espèces invasives allochtones [l'espèce est désormais dans la liste publiée au JOUE du 14 juillet 2016 – Note DL]. Cela impliquerait que *B. halimifolia* « ne peut pas intentionnellement:

- a) être introduit sur le territoire de l'Union, y compris via le transit sous surveillance douanière par ce territoire;
- b) être conservé, y compris en détention confinée;
- c) être élevé ou cultivé, y compris en détention confinée;
- d) être transporté vers, hors de ou au sein de l'Union, à l'exclusion du transport d'espèces vers des installations dans le cadre de l'éradication;
- e) être mis sur le marché;
- f) être utilisé ou échangé;
- g) être mis en situation de se reproduire, de pousser ou d'être cultivé, y compris en détention confinée; ou
- h) être libéré dans l'environnement. » (Article 7)

De plus, « les États membres mettront en place des mesures efficaces de gestion des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union qui, d'après leurs constatations, sont largement répandues sur leur territoire, afin que leurs effets sur la biodiversité, les services écosystémiques associés ainsi que, le cas échéant, la santé humaine ou l'économie soient réduits au minimum » (Article 19).

Gestion

Basés sur de précédents programmes de gestion de *B. halimifolia* (projet LIFE+ sur les estuaires du Pays Basque), certains facteurs devraient être pris en compte avant de planifier la stratégie de gestion des secteurs envahis, tels que: surface envahie, densité, accès à des aires de travail, habitats affectés, fragilité de l'écosystème, ressources humaines et matérielles ou budget disponible (Ihobe 2014). La détection précoce et la réaction rapide face à cette espèce invasive est souhaitable, car ses stratégies d'invasion et sa faculté à repousser entravent grandement sa gestion par la suite.

Stratégies de prévention

Dans les pays où *B. halimifolia* se borne à être cultivé, il est susceptible de s'étendre aux habitats naturels. L'interdiction de le vendre, planter, détenir, déplacer et favoriser son développement dans les espaces naturels, devrait être appliquée. Dans les pays où l'espèce s'est déjà installée dans la nature, la plante va probablement s'étendre à partir des populations existantes, que ce soient les jardins ou des habitats accidentels. Il faudrait que des mesures d'interdiction se combinent avec une surveillance et des plans d'action, pour intervenir dès le début chaque fois que la plante est détectée hors cultures et pose un risque; il faudrait aussi des mesures générales d'endiguement et de contrôle. Une étude de délimitation devrait être menée pour déterminer l'extension de la distribution de *B. halimifolia*. Il faudrait mettre en œuvre une surveillance dans les lieux d'introduction probables de *B. halimifolia*: le long des routes et des canaux. Les lieux infestés et leurs sites adjacents susceptibles de recevoir des graines devraient être gardés sous observation. C'est la surveillance qui convient pour une détection précoce de *B. halimifolia*, et le moment le mieux approprié est l'époque de la floraison.

Baccharis halimifolia colonise principalement des habitats naturels ou semi-naturels qui ne sont habituellement pas l'objet de pratiques régulières de gestion des pestes végétales. Certaines pratiques de gestion, telles que l'arrachage de plantes exotiques envahissantes, peuvent laisser le sol à nu, ce qui favoriserait l'établissement de *B. halimifolia*. De telles pratiques de gestion sont à considérer sur la base du cas-par-cas, et on a noté de telles actions de contrôle en France (ex. Domaine de la Palissade en Camargue) et en Espagne (projet Life dans la région du Pays Basque). Le fait de réduire les perturbations devrait minimiser la probabilité de l'établissement de l'espèce (Ihobe 2014).

Contrôle chimique

L'une des méthodes de contrôle les plus efficaces serait l'usage d'herbicides (Weber 2003), mais celles-ci ne sont ni autorisées (ex. près des cours d'eau) ni souhaitées (ex. sites protégés) dans toutes les situations où la plante est présente. Dans l'Union européenne, certains herbicides ont été retirés progressivement car ils n'avaient pas rempli les conditions d'inscription à l'Annexe 1 lors du processus actif de révision; d'autres substances actives pourraient être retirées progressivement dans le futur. Selon les pays, la disponibilité actuelle des substances actives restant varie significativement, et les homologations actuelles de produits sont sujettes à changement en fonction du processus de révision des produits phytosanitaires de l'UE. Le contrôle chimique peut en particulier ne pas être autorisé dans les réserves naturelles, particulièrement en zones humides.

Les herbicides, bien qu'initialement coûteux à l'emploi, peuvent donner un contrôle à long terme. Des traitements au glyphosate, à l'acide 2,4-D ou à l'amine 2,4-D se sont conclus par un contrôle à 90% de *B. halimifolia* dans différents tests (Auld 1970; Armstrong and Wells 1979). Weber (2003) a noté que le contrôle chimique donnait des résultats satisfaisants avec le 2,4-D, le dicamba plus MCPA, le glyphosate, le piclorame plus 2,4-D et le tryclopyre. Gann, Thompson et Schuler (2012) ont découvert que le tryclopyre était beaucoup plus efficace dans un contexte de forêt de feuillus que l'imazamox, l'aminopyralide et le glyphosate. Des combinaisons d'herbicides (ex. du picloram combiné à de l'aminopyralide et du tryclopyre, ou du 2,4-D combiné à du dichloprope-p) ont fourni des résultats efficaces (toujours visibles au bout de six mois) en France (Commission syndicale de grande Brière Mottière 2007).

Pulvérisation des feuilles. La plupart des herbicides sont conçus pour une absorption foliaire, de sorte que la pulvérisation sur le feuillage serait la méthode de contrôle chimique la plus efficace dans des secteurs perturbés ou à faible valeur de conservation. Toutefois, la pulvérisation foliaire peut propager les substances actives sur les plantes non ciblées, qui peuvent ensuite les transférer au sol et à l'eau, si bien que cela devrait être évité dans les sites naturels ou protégés. Une dilution de produit à 2-3% semble suffisante pour des résultats optimaux avec la perspective d'un minimum de repousse. Cette méthodologie a été expérimentée à la fois en contexte estuarien et de lande côtière. La pulvérisation peut aussi être effectuée après avoir commencé par débroussailler la zone, ce qui affaiblit les plantes et diminue le nombre de rameaux à pulvériser. La meilleure période de traitement se situe entre août et octobre (Ihobe 2014).

Traitement des souches. Les herbicides peuvent aussi être appliqués sur les souches coupées (pour des plants de plus de 1,5m de hauteur), juste après la coupe,

et cela est efficace en particulier quand l'arbuste est coupé au ras du sol (Charpentier, Riou and Thibault 2006). L'emploi de glyphosate et de sulfamate d'ammonium (cette dernière substance étant moins toxique que le glyphosate) a contrôlé 90% des arbustes traités par cette méthode lors d'une expérience en France (Commission syndicale de grande Brière Mottière 2007). Dans l'idéal, l'emploi de l'herbicide devrait se faire en l'espace de quelques minutes. Il est recommandé de mettre cette mesure en pratique à l'automne lors de la descente de la sève. Mise en pratique dans le nord de l'Espagne, cette méthodologie a fait preuve d'une haute efficacité (97%) sur des invasions moyennes ou petites, et d'une moindre efficacité sur des invasions de grande ampleur (70-75%). Selon la longévité des graines (Panetta 1979a, 1979b), il faut s'attendre à une réinvasion des secteurs traités à cause de la germination de la banque de graines pendant plusieurs années après le traitement, et on peut alors mettre en œuvre le contrôle manuel. Il faudra d'autres traitements et une surveillance pour s'assurer de l'élimination totale de l'invasion.

En se basant sur de précédentes expériences, il y a plusieurs considérations à souligner à propos de l'emploi d'herbicides:

- Bien que l'application sur les souches réduise grandement les quantités de substances actives utilisées, et bien qu'une application soigneuse sur les souches puisse réduire les risques pour la végétation alentour dans les sites naturels ou protégés, si l'on veut que l'emploi d'herbicides soit efficace sur les souches, il faut que la concentration en produit soit beaucoup plus élevée que dans le cas de la pulvérisation des feuilles. Une application efficace de glyphosate sur souches demande une concentration 25 fois supérieure (environ 50% de la dilution du commerce) à celle requise pour une application foliaire (environ 2% de la dilution du commerce, Ihobe, 2014). Il a été mis en évidence qu'un stress abiotique (salinité, anoxie) dans les zones naturelles envahies, empêchait les rejets après la coupe dans certaines zones (Beteta et al. 2012) suggérant que l'usage d'herbicides sur les souches pouvait être réduit ou même évité dans certaines conditions particulières.
- Les herbicides peuvent aussi être appliqués sur les branches écorcées; le glyphosate a été utilisé au Pays Basque avec des résultats satisfaisants. L'application de sel sur les racines de l'arbuste a été expérimentée mais les résultats ont toujours besoin d'une confirmation, et l'utilisation du sel ne pourrait

de toute façon pas représenter une mesure de gestion car il n'est pas autorisé (Commission syndicale de grande Brière Mottière 2007). De plus, de même que pour l'application d'herbicide, l'usage de sel pourrait affecter négativement la végétation environnante.

- En général, tous les programmes de contrôle financés devraient obligatoirement comporter des études pilotes à mettre en œuvre dans chaque contexte particulier, avant l'usage d'herbicide, pour déterminer la dose létale minimum pour ces conditions particulières et cette stratégie particulière (l'application sur les feuilles par rapport à l'application sur les souches). Les programmes de contrôle doivent aussi être accompagnés de programmes de suivi, pour vérifier à la fois l'efficacité des traitements et la possibilité d'impact sur l'environnement, en particulier quand on travaille sur des secteurs naturels ou protégés.
- Si on prend en compte les précédentes considérations, les programmes à venir menés en zones naturelles ou protégées pourraient tenter l'usage d'herbicides localement et précautionneusement sur les feuilles de souches qui ont repoussé, afin d'éviter l'application sur des souches déjà mortes (ex. en zone saline, saturée d'eau ou en condition rude) et minimiser la concentration en herbicide nécessaire, tout en améliorant l'efficacité des actions de gestion (Campos, Caño and Herrera 2014).

Contrôle physique

Arrachage manuel. Sur de jeunes plants (1m à 1,5m de haut maximum) cette méthodologie a donné des résultats satisfaisants sur des sites nouvellement contaminés et envahis. L'arrachage manuel ne peut être entrepris que sur de nouveaux plants issus de la germination, et pas sur des plants issus de rejets (Commission syndicale de grande Brière Mottière 2007). Cette méthode a un faible impact sur l'écosystème et ne demande qu'un outillage simple. Cependant, le système racinaire doit être retiré pour empêcher la repousse, ce qui fait que cette méthode est assez chère et ne peut être appliquée à des infestations vastes et bien développées. Cette action peut être accomplie tout au long de l'année, le mieux étant lorsque le sol est relativement humide, ce qui facilite l'enlèvement complet du plant (Ihobe 2014).

Couper et déraciner. Ceci peut contrôler localement la plante, mais ces mesures coûteuses doivent être répétées plusieurs fois à cause de la faculté

de l'espèce à produire des rejets, et de son abondante banque de graines. Les gros sujets doivent être déterrés ou coupés >10cm au-dessus du niveau du sol. Si les plantes sont retirées manuellement, il faut couper les racines bien au-dessous de la surface du sol pour empêcher la repousse. Quand il n'est pas possible de déraciner, la coupe régulière des buissons avant qu'ils ne produisent des graines peut stopper la propagation de la plante (Charpentier, Riou and Thibault 2006). On peut débroussailler la zone dans les sites fortement infestés. Les plants retirés doivent être collectés et incinérés pour éviter tout risque de régénération à partir de ce matériel (Commission syndicale de grande Brière Mottière 2007). Ils peuvent aussi être entassés, racines en l'air, pour éviter le contact avec le sol et l'eau.

Le dessouchage manuel ou mécanique des grands sujets (>1,5m de haut) constitue des mesures ponctuelles efficaces qui ont un impact limité sur l'écosystème, mais qui demandent une bonne accessibilité et un suivi complet du contrôle des racines restantes (Charpentier, Riou and Thibault 2006).

La coupe et le gyrobroyage (c'est à dire utilisant un fléau rotatif) des grands sujets peuvent avoir différents impacts sur les écosystèmes. La coupe demande à être répétée plusieurs fois pour épuiser la plante. Les plantes repoussent vigoureusement après avoir été l'objet d'un gyrobroyage, et c'est plus de dix rameaux qui peuvent repousser au lieu de trois ou quatre (Commission syndicale de grande Brière Mottière 2007). Gann, Thompson et Schuler (2012) ont découvert que deux coupes annuelles, l'une pendant la morte saison, l'autre en période de pousse donnaient une mortalité respectivement de 43% et de 26%. Le contrôle mécanique mis en œuvre à la morte saison pourrait donc être plus efficace. De telles mesures doivent être répétées pendant deux ou trois ans, à mesure que la plante forme de nouvelles boutures.

L'élagage de la partie aérienne de la plante à hauteur de 50 cm peut être suivi d'une couverture des racines de l'arbuste par un plastique noir (400 microns) maintenu par des cordes. Cette méthode n'est pas rentable dans les vastes infestations et de nouveaux rejets sont à craindre.

Stratégies d'endiguement. Même si la coupe et l'enlèvement manuels peuvent être des méthodes efficaces pour le contrôle de *B. halimifolia*, étant donné qu'elles ne sont pas toujours rentables, plusieurs stratégies peuvent aider à renforcer l'efficacité avec de petits budgets (Campos, Caño and Herrera 2004):

- Quand il n'est pas possible de retirer tous les individus d'une population, le fait d'enlever les plants femelles, ou même les branches des plants femelles évitera la pluie de graines et leur dispersion le temps d'une génération.

- Selon la longévité des graines (Panetta 1979a, 1979b) la répétition de ce procédé pendant 3-4 ans pourrait éliminer partiellement ou totalement la banque de graines d'une population.
- Après plusieurs années de contrôle répété des individus femelles, lorsque le recrutement à partir des graines et des plants femelles est pour ainsi dire devenu inexistant, les budgets pourraient alors être consacrés à l'élimination des plants mâles.

Dans la région du Pays Basque espagnol, dans des sites où *B. halimifolia* a été enlevé par des programmes de contrôle, on a observé une augmentation des surfaces couvertes par deux autres plantes invasives [*Lonicera japonica* Thunb. et *Aster squamatus* (Spreng.) Hieron] (Prieto 2008).

Inondations. Cette méthode peut être efficace sur des secteurs qui ont les caractéristiques d'inondation appropriées, et peuvent être permanentes (comme faisant partie d'un projet de restauration complète) ou temporaires. Des essais en France ont montré qu'une inondation de plusieurs mois en hiver peut éliminer les plants adultes. Au nord de l'Espagne, la méthode de l'inondation permanente a été utilisée dans des environnements estuariens avec des résultats satisfaisants, bien que *B. halimifolia* subsiste sur les parties émergées. Toutefois, l'inondation affecte aussi les espèces non ciblées, et pour cette raison n'est pas recommandée dans certains habitats protégés (Ihobe 2014).

Contrôle biologique

Pâturage. En France, les moutons ont été utilisés pour contrôler la repousse après la mise en œuvre de méthodes physiques dans de vastes secteurs. Par exemple, sur le site Natura 2000 de "La Ria d'Étel" (Morbihan), de deux à quatre moutons ont été utilisés sur 6000m² pendant trois ans, avec deux périodes de pâturage d'environ 30-50 jours chacune, d'abord au printemps puis à la fin de l'été. Les premiers résultats étaient mitigés, à cause d'une pression de pâturage insuffisante. Depuis 2012 les moutons ont pâturé continuellement ces marais salés, ne laissant pratiquement plus de *B. halimifolia* (GT IBMA 2016).

Lâcher d'ennemis naturels. En se basant sur l'observation des faibles niveaux de consommation de *B. halimifolia* par les insectes dans son milieu d'origine (voir la partie sur les interactions écologiques), Westman, Panetta et Stanley (1975) ont considéré à l'époque que les perspectives de contrôle biologique pour cette espèce étaient douteuses. Cependant l'Australie a lancé un programme de contrôle biologique de *B. halimifolia* il y a longtemps, avec le lâcher du premier agent à la fin des années 60 et le lâcher final en 1997 de la rouille du Sénéçon (*Puccinia evadens*). Ces agents ont été choisis

sur la base de leur forte spécificité pour l'hôte sur le genre *Baccharis* (Palmer and Bennett 1988) et de leur potentielle capacité à nuire à la plante (voir Tableau 4). Sur les 13 espèces initialement lâchées (12 insectes et une rouille), sept se sont établies en Australie. Le contrôle biologique n'a pas été un complet succès (Sims-Chilton, Zalucki and Buckley 2009), mais *B. halimifolia* n'est plus considéré comme une plante sérieusement indésirable en Australie, en contraste marqué avec la situation des années 70 quand l'un de nous (FDP) a commencé à l'étudier.

Remerciements

Nous remercions Elisabeth Dodinet et Serge Muller pour leurs suggestions et commentaires utiles sur une première version de ce manuscrit; GF remercie Jérôme Dao (CBNPMP), Aurelien Caillon (CBNSA), Laurent Chabrol (CBNMC), Nicolas Leblond (CBNSA), Mickael Mady (CBNMC) et Marc Vuilleminot (CBNFC) pour avoir confirmé le statut de *B. halimifolia* pour des localisations à l'intérieur des terres en France et Alain Migeon (CBGP) pour son aide dans la préparation de la carte de distribution.

Financement

L'Organisation Européenne et Méditerranéenne de Protection des Plantes (OEPP) a financé l'Analyse de Risques Phytosanitaire réalisée par les auteurs, et sur laquelle cet article est basé.

Notes sur les contributeurs

Guillaume Fried est écologue des mauvaises herbes, travaillant au Laboratoire de la Santé des Végétaux de l'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement, et du Travail). *Contribution:* a rédigé la première version de l'étude dans son intégralité (initialement une Analyse de Risques Phytosanitaires de l'OEPP), et a contribué en particulier à l'historique de l'invasion, la réponse au climat, les habitats de prédilection, et les mesures des impacts de *B. halimifolia* au niveau des communautés végétales.

Lidia Caño est maître de conférences à l'Université du Pays Basque, et écologue des végétaux s'intéressant aux invasions végétales. *Contribution:* a contribué aux données quantitatives sur la biologie de *B. halimifolia* et fait la relecture du manuscrit (en particulier les passages sur la distribution, l'histoire, l'écologie, la biologie, la gestion et les impacts).

Sarah Brunel est agronome s'intéressant à la santé des végétaux; elle travaille actuellement comme Agent de Développement des Capacités pour la Convention Internationale de Protection des Plantes (IPPC). *Contribution:* a assuré la coordination de l'Analyse de Risques Phytosanitaires de l'OEPP sur *Baccharis halimifolia* et avait auparavant travaillé

pour l'Organisation Européenne et Méditerranéenne de Protection des Plantes (OEPP).

Estela Beteta a travaillé à l'Ihobe (Agence publique de l'environnement du Gouvernement Basque) et assuré la coordination du projet LIFENAT08/E/000055 sur le contrôle de *B. halimifolia* entre 2010 et 2014. *Contribution*: a grandement contribué au passage sur la gestion.

Anne Charpentier est professeure à l'Université de Montpellier. *Contribution*: a apporté précisions et commentaires en particulier sur la distribution, l'écologie et la gestion en Camargue.

Mercedes Herrera est botaniste s'intéressant aux plantes invasives, elle est professeure à l'Université du Pays Basque espagnol. *Contribution*: relecture du manuscrit, en particulier la partie traitant des habitats colonisés.

Uwe Starfinger est écologue des espèces invasives ayant un bagage de formation en développement d'Analyse du Risque Phytosanitaire. *Contribution*: a apporté précisions et commentaires.

F. Dane Panetta est écologue des mauvaises herbes s'intéressant à l'évaluation des risques des mauvaises herbes et aussi à la gestion des nouvelles invasions. *Contribution*: relecture du manuscrit, et apport de précisions et commentaires.

Références

- . Agence Méditerranéenne de l'Environnement, Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles 2003. *Plantes envahissantes de la région méditerranéenne*. Montpellier: Agence Méditerranéenne de l'Environnement. Agence Régionale pour l'Environnement Provence-Alpes-Cote d'Azur.
- . Ali, A., J. C. Zinnert, B. Muthukumar, Y. Peng, S. M. Chung, and C. N. Stewart Jr. 2014. "Physiological and Transcriptional Responses of *Baccharis halimifolia* to the Explosive "Composition B " (Rdx/Tnt) in Amended Soil." *Environmental science and pollution research international* 21 (13): 8261-8270.
- . Allorge, P. 1941. "Essai de synthese phytogeographique du Pays Basque." *Bulletin de la Société Botanique de France* 88: 291-354.
- . Amigo, J.-J. 1983. "Contribution a l'etude de la flore du departement des Pyrenees-Orientales." *Le Monde des Plantes* 413-414: 12-13.
- . Anonymous. 1916. "Observations." *Le Monde des Plantes* 98: 1.
- . Anonymous. 2007a. *Fact Sheet. Groundsel Bush (Baccharis halimifolia)*. Brisbane: Biosecurity Queensland, Department of Primary Industries and Fisheries.
- . Anonymous. 2007b. *La lutte contre les plantes envahissantes sur le site Gâvres-Quiberon*. Erdevén: Syndicat Mixte Gavres - Quiberon.
- . Arizaga, J., E. Unamuno, and O. Clarabuch. 2013. "The Impact of an Invasive Exotic Bush on the Stopover Ecology of Migrant Passerines." *Animal Biodiversity and Conservation* 36 (1): 1-11.
- . Armstrong, T. R., and C. H. Wells. 1979. "Herbicide Control of *Baccharis halimifolia*." Paper Presented at the Proceedings of the 7th Asian-Pacific Weed Science Society Conference of 1979, Sydney, November 26-30.
- . Arrigoni, P. V., and L. Viegi. 2011. *La flora vascolare esotica spontaneizzata della Toscana* [Alien Vascular Flora Naturalized in Tuscany]. Regione Toscana. Direzione generale Politiche territoriali, ambientali e per la mobilità Settore Tutela e valorizzazione delle risorse ambientali.
- . Auld, B. A. 1970. "Groundsel Bush, a Dangerous Woody Weed of the Far North Coast." *The Agricultural Gazette of New South Wales* 81: 32-34.
- . Barriocanal, C., J. Font, X. Oliver, and C. Rotllan. 2005. "*Baccharis halimifolia* L. al Baix Empordà [*Baccharis halimifolia* L. dans le Baix Empordà]." *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural* 73: 115-116.
- . Bean, W. 1981. *Trees and Shrubs Hardy in Great Britain*. London: John Murray.
- . Beteta, E., Oreja, L., Prieto, A., Rozas, M. 2012. LIFE+ Project Estuaries of the Basque Country: Control and Elimination of *Baccharis halimifolia* in Urdaibai. *EEL 2012 Notas Científicas- GEIB Serie Técnica Nº 5*. Leon: GEIB.
- . Biurrun, I., I. Garcia-Mijangos, J. A. Campos, M. Herrera, and J. Loidi. 2012. "Vegetation-Plot Database of the University of the Basque Country (BIOVEG)." In *Vegetation Databases for the 21st Century* edited by Dengler, J., J. Oldeland, F. Jansen, M. Chytrý, J. Ewald, M. Finckh, F. Glockler, G. Lopez-Gonzalez, R.K. Peet and J.H.J. Schaminee, *Biodiversity & Ecology* 4: 89-94.
- . Boldt, P. E. 1987. "Host Specificity and Laboratory Rearing Studies of *Megacyllene mellyi* (Coleoptera: Cerambycidae), a Potential Biological Control Agent of *Baccharis neglecta* Britt. (Asteraceae)." *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 89: 665-672.
- . Bouterin, B., and L. Canonge. 1999. "Dynamique et évolution des peuplements de *Baccharis halimifolia*, délimitation de ses conditions écologiques (entre Fos-sur-mer et Port-Saint-Louis-du-Rhône)." MSc diss., Université de Droit d'Economie et des Sciences de St Jérôme (Marseille, France).
- . Bowen, H. 2000. *The Flora of Dorset*. Berkshire: Pisces Publications.
- . Brown, S. H., and K. Cooperrider. 2011. "*Baccharis halimifolia*." University of Florida Institute of Food and Agricultural Services.
- . Campos, J. A., M. Herrera, I. Biurrun, and J. Loidi. 2004. "The Role of Alien Plants in the Natural Coastal Vegetation in Central-northern Spain." *Biodiversity and Conservation* 13 (12): 2275-2293.
- . Campos, J. A., and M. Herrera. 2009. "Análisis de la flora aloctona de Bizkaia (País Vasco, España). [Analysis of the Alien Flora in Bizkaia (Basque Country, Spain)]." *Lazaroa* 30: 7-33.
- . Campos, J. A., L. Cano, and M. Herrera. 2004. "La invasion de *Baccharis halimifolia* en la costa cantabrica. [The Invasion of *Baccharis halimifolia* on the Cantabrian coast]." *Ambienta* 109: 78-91.
- . Cano, L., D. Garcia-Magro, J. A. Campos, A. Prieto, M. Rozas, F. Alvarez, and M. Herrera. 2010. "La invasion de *Baccharis halimifolia* en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai: bases para la gestion en humedales. [The Invasion of *Baccharis halimifolia* in the Urdaibai Biosphere Reserve: Basis for Wetland Management]." Paper Presented at the 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras, Zaragoza, November, 24-27.
- . Cano, L., J. A. Campos, D. Garcia-Magro, and M. Herrera. 2013. "Replacement of Estuarine Communities by an Exotic Shrub: Distribution and Invasion History of *Baccharis halimifolia* in Europe." *Biological Invasions* 15 (6): 1183-1188.
- . Cano, L., D. Garcia-Magro, and M. Herrera. 2013. "Phenology of the Dioecious Shrub *Baccharis halimifolia* along an Environmental Gradient: Consequences for the Invasion of Atlantic Subhalophilous Communities." *Plant*

Biosystems 147: 1128-1138.

. Cano, L., J. A. Campos, D. Garcia-Magro, and M. Herrera.

2014. "Invasiveness and Impact of The Non-native Shrub *Baccharis halimifolia* In Sea Rush Marshes: Fine-Scale Stress Heterogeneity Matters." *Biological Invasions* 16 (10): 2063-2077.

. Cano, L., T. Fuertes-Mendizabal, G. Garcia-Baquero, M. Herrera, and M. B. Gonzalez-Moro. forthcoming.

"Plasticity to Salinity and Transgenerational Effects in the Non-native Shrub *Baccharis halimifolia*: Insights into an Estuarine Invasion." *American Journal of Botany*. In press.

. Charpentier, A., K. Riou, and M. Thibault. 2006. *Bilan de la campagne de contrôle de l'expansion du Baccharis halimifolia menée dans le Parc naturel Régional de Camargue (PNRC) en automne 2004 et 2005*. Pole Relais Lagunes.

. Clement, E. J., and M. C. Foster. 1994. *Alien Plants of the British Isles: A Provisional Catalogue of Vascular Plants (Excluding Grasses), Handbooks for Field Identification Series*. London: Botanical Society of the British Isles.

. Coaro, E. 1987. "Flora e vegetazione del Bosco dell' Ulivo (Parco di Migliarino, S. Rossore e Massaciuccoli). [Flora and vegetation of Bosco dell' Ulivo (Parco di Migliarino, S. Rossore e Massaciuccoli)]." 8 Suppl. 1: 1-45.

. Commission Syndicale de Grande Brière Mottière. 2007. *Programme d'élimination du Baccharis halimifolia en Grande Brière Mottière*. Dossier technique et organisation de la lutte. 11 pp.

. Connor, D. J., and G. L. Wilson. 1968. "Response of a Coastal Queensland Heath Community to Fertilizer Application." *Australian Journal of Botany* 16: 117-123.

. Correll, D. S., and H. B. Correll. 1982. *Flora of the Bahama Archipelago*. Vaduz: J. Cramer.

. COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2011. *COSEWIC Assessment and Status Report on the Eastern Baccharis Baccharis halimifolia in Canada*. Ottawa: COSEWIC.

. Coste, H. 1906. *Flore descriptive et illustrée de la France de la Corse et des contres limitrophes*. Paris: Librairie des Sciences et des arts.

. Cronquist, A. 1980. *Vascular Flora of the Southeastern United States*. Chapel Hill: University of North Carolina Press.

. David, C. 1999. *Etude du Baccharis halimifolia dans les marais salants de Guérande et du Mès*. Guérande: Syndicat Intercommunal de la Côte d'Armor et de la presqu'île Guérandaise.

. Dauphin, P., and D. Matile-Ferrero. 2003. "Présence de *Ceratoplastes sinensis* Del Guercio (Homoptera Coccidae) sur *Baccharis halimifolia* L. (Asteraceae) en Gironde." *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux* 31 (4): 261-263.

. DeLoach, C. J., P. E. Boldt, H. A. Cordo, H. B. Johnson, and J. P. Cuda. 1986. "Weeds Common to Mexican and U.S. Rangelands: Proposals for Biological Control and Ecological Studies." Paper presented at the Symposium on Management and Utilization of Arid Land Plants, Saltillo, February 18-22.

. Des Abbayes, H. 1947. "Quelques phanérogames adventices de Bretagne (IV)." *Bulletin de la Société Scientifique de Bretagne* 16: 113-115.

. Diatloff, G. 1964. "How Far Does Groundsel Seed Travel?" *Queensland Agricultural Journal* 90: 354-356.

. Duhamel du Monceau, H.-L. 1800-1803. *Traité des arbres et arbustes que l'on cultive en France. Seconde édition, considérablement augmentée*. Tome premier. Paris: Didot ainé.

. Dupont, P. 1952. "Sur l'extension en Bretagne de *Baccharis halimifolia* L." *Bulletin de la Société Scientifique de Bretagne* 27: 109-111.

. Dupont, P. 1966. "L'extension de *Baccharis halimifolia* entre Loire et Gironde." *Bulletin de la Société Scientifique de*

Bretagne 41: 141-144.

. Dupuis, A., and F. Herincq. 1884. *Horticulture. Végétaux d'ornements*. Paris: Abel Pilon et Cie Editeurs.

. Ensbey, R. 2001. *Groundsel Bush*. Grafton: NSW Agriculture.

. Ensbey, R. 2009. "Groundsel Bush." *Primefact* 734: 1-4.

. EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization) 2013. *Pest Risk Analysis for Baccharis halimifolia*. Paris: EPPO. Available at: http://www.eppo.int/QUARANTINE/Pest_Risk_Analysis/PRA_intro.htm Accessed January 5, 2016.

. 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." *Southeastern Naturalist* 8 (2): 12.

. European Commission 2007. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

. Everist, S. L. 1974. *Poisonous Plants of Australia*. Sydney: Angus and Robertson.

. Frau, F., B. Ondiviela Ezizaguirre, C. Galvan Arbeiza, and J. A.

Juanes de la Pena. 2014. "The Role of the Hydrodynamic Regime in the Distribution of the Invasive Shrub *Baccharis halimifolia* (Compositae) in Oyambre Estuary (Cantabria, Spain)." *Limnetica* 33 (1): 1-12.

. Fried, G., V. Balmes, and J. F. Germain. 2013. "A contribution to the inventory and study of the impacts of phytophagous insects found on *Baccharis halimifolia* in its introduced range in France." *EPPO Bulletin* 43 (2): 285-289.

. Fried, G., B. Laitung, C. Pierre, N. Chague, and F. D. Panetta.

2014. "Impact of Invasive Plants in Mediterranean Habitats: Disentangling the Effects of Characteristics of Invaders and Recipient Communities." *Biological Invasions* 16 (8): 1639-1658.

. Fried, G., and F. D. Panetta. 2016. "Comparing an Exotic Shrub's Impact with that of a Native Life Form Analogue: *Baccharis halimifolia* L. versus *Tamarix gallica* L. in Mediterranean Saltmarsh Communities." *Journal of Vegetation Science* 27 (4): 812-823.

. Fuertes-Mendizabal, T., L. Cano, C. Gonzalez-Murua, M. Herrera, and M. B. Gonzalez-Moro. 2014. "Plasticity in the Physiological Response to Salinity in the Invasive Species *Baccharis halimifolia*." Paper presented at the The Plant Biology Europe FESPB/EPSCO Congress, Dublin, June 22-26.

. Galarza, A., and J. Hidalgo. 2005-2006. *Diagnosis de la fauna vertebrada asociada a los carrizales de la reserva de la biosfera de Urdaibai: censo y cartografía de la avifauna (2005/2006)*. [Diagnosis of the vertebrate fauna associated with reedbeds of the Urdaibai estuary: census and mapping of the avifauna]. Bilbao: Urdaibai Fundazioa.

. Gann, B., L. Thompson, J. L. Schuler. 2012. "Control and Management of Eastern Baccharis in a Recently Established Bottomland Hardwood Plantation", In: *Proceedings of the 16th Biennial Southern Silvicultural Research Conference e-General Technical Report. SRS-156*, edited by Butnor, J. R., 122-126. Asheville, NC: United States Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station.

. GBIF (Global Biodiversity Information Facility) 2016. GBIF Occurrence Download Accessed January 5. <http://www.gbif.org>

. Gilman, E. F. 1999. *Baccharis halimifolia* Salt Bush, *Groundsel Bush*. Gainesville: University of Florida.

. Green, B., R. Simpson, and M. Dettmann. 2011. "Assessment of Airborne Asteraceae Pollen in Brisbane, Australia." *Aerobiologia* 28 (2): 295-301.

. Grupo Especialista en Invasiones Biológicas 2006. *TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España*. [TOP 20: The 20 most harmful invasive alien species present in Spain]. GEIB, Serie

Técnica 2. 116 pp.

. GT IBMA (Groupe de Travail sur les Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques). 2016. "Retour d' expériences de gestion - flore" Accessed March 11. <http://www.gt-ibma.eu/fiches-exemples/flore-2/>

. Guillaud, J. 1887. "Renseignements. Reponse a Monsieur Brunet, instituteur a Lezay (Deux-Sevres)." *Journal d'Histoire Naturelle de Bordeaux et du Sud-Ouest* 10: 1.

. Guinea, E. 1953. *Geografía botánica de Santander Public*. [Botanical Geography of Santander Public]. Santander: Diputacion Provincial de Santander.

. Harcomb, P. A. 1989. "Reports Progress of Three Prairie Restoration/Management Projects in Houston Area (Texas)." *Restoration and Management Notes* 7 (1): 35.

. Herrera, M., and J. A. Campos. 2010. *Flora alóctona invasora en Bizkaia*. [Alien Invasive Flora in Bizkaia]. Bilbao: Instituto para la Sostenibilidad de Bizkaia. Diputacion Foral de Bizkaia.

. Hibon, G. 1938. "Note sur la vegetation de Bretagne." *Bulletin de la Société nationale d'acclimatation de France* 10: 399-408.

. Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, and A. Jarvis. 2005. "Very High Resolution Interpolated Climate Surfaces for Global Land Areas." *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.

. Hobbs, R. J., and H. A. Mooney. 1986. "Community Changes Following Shrub Invasion of Grassland." *Oecologia* 70: 508-513.

. Hopkins, D. L., and W. C. Adlerz. 1988. "Natural Hosts of *Xylella fastidiosa* in Florida." *Plant Disease* 72: 429-431.

. Huxley, A. 1992. *The New RHS Dictionary of Gardening*. London: MacMillan/Stockton Press.

. Ihobe (Sociedad publica de gestion ambiental). 2014. *Manual de gestión de Baccharis halimifolia* [Management Manual of *Baccharis halimifolia*]. Bilbao: Ihobe SA, Sociedad Publica de Gestion Ambiental, Gobierno Vasco.

. Invasive Alien Species in Belgium Website. 2012. *Baccharis halimifolia*. Accessed October 10. <http://ias.biodiversity.be/>

. Jeannel, J. 1890. "Le climat du littoral d'apres sa vegetation ou la meteorometrie botanique." *Bulletin de la Société nationale d'acclimatation de France* 5: 558-565.

. Jovet, P. 1947. "Plantes du Sud-Ouest." *Le Monde des Plantes* 243: 2-4.

. Jovet, P., and R. De Vilmorin. 1975. *Flore descriptive et illustrée de la France par l'Abbé Coste, 3ème supplément*. Paris: Albert Blanchard.

. Kikodze, D., N. Memiadze, D. Kharazishvili, Z. Manvelidze, and H. Mueller-Schaefer. 2010. *The Alien Flora of Georgia*. Tbilisi: Georgian Ministry of the Environment, Federal Office of Environment, Swiss National Science Foundations (SCOPEs).

. Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, and F. Rubel. 2006. "World Map of the Koppen-Geiger Climate Classification Updated." *Meteorologische Zeitschrift* 15: 259-263.

. Krischik, V. A., and R. F. Denno. 1990a. "Differences in Environmental Response Between the Sexes of the Dioecious Shrub *Baccharis halimifolia* (Compositae)." *Oecologia* 83 (2): 176-181.

. Krischik, V. A., and R. F. Denno. 1990b. "Patterns of Growth, Reproduction, Defense, and Herbivory in the Dioecious Shrub *Baccharis halimifolia* (Compositae)." *Oecologia* 83 (2): 182-190.

. Kriticos, D. J., S. Brunel, N. Ota, G. Fried, A. O. Lansink, F. D. Panetta, R. Prasad, et al. 2015. "Downscaling Pest Risk Analyses: Identifying Current and Future Potentially Suitable Habitats for *Parthenium hysterophorus* with Particular Reference to Europe and North Africa." *PLoS*

ONE 10: e0132807.

. Lamarck (de Monet de), J. B. 1783. *Encyclopédie méthodique. Botanique*. Tome Premier. Paris: Panckoucke et Plomteux.

. Lambinon, J. 1957. "Contribution a l' etude de la flore adventice de Belgique. I. Adventices rares ou nouvelles pour la Belgique." *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique* 89: 85-100.

. Langlois, H. 1877. *Le nouveau jardinier fleuriste*. Paris: Librairie Garnier Freres.

. Le Moigne, G., and S. Magnanon. 2009. *Le séneçon en arbre (Baccharis halimifolia)*. Brest: Conservatoire Botanique National de Brest.

. Lorda, M. 2013. *Catálogo florístico de Navarra. Nafarroako landare katalogoa*. [Floristic catalog of Navarra].

Monografías de Botánica Ibérica. Jaca: Jolube Consultor Botanico y Editor.

. Lovet, J. 2015. Lutte biologique contre un arbuste invasif en France: Donnees de biologie et impact de la cochenille *Ceroplastes sinensis* (Hem., Coccidae) sur *Baccharis halimifolia* (Asteraceae) en Camargue. MSc diss., Ecole des Metiers de l'Environnement (Rennes, France).

. Lozano Valencia, P. J., and I. Alagon Cardoso. 1995.

"Estudio fitogeografico y botanico de las Islas del Bidasoa. [Phytogeographical and botanical study of Bidasoa Islands]." *Lurralde: investigación y espacio* 18: 197-228.

. Mallard, F. 2008. *Effet d'une espèce végétale introduite envahissante le Séneçon en arbre Baccharis halimifolia sur le peuplement d'arthropodes dans le Golfe du Morbihan*. MSc diss.: Université de Rennes. 1.

. Manceau, R. 2015. Val'hor - Code de conduite professionnel relatif aux plantes exotiques envahissantes en France métropolitaine: *Baccharis halimifolia* L. Available at: www.codeplantesenvahissantes.fr Accessed February 11, 2016.

. McCaffrey, C. A., and R. D. Dueser. 1990. "Plant Associations on the Virginia Barrier Islands." *Virginia Journal of Science* 41: 282-299.

. Minelli, A. 2009. *Lagoons, Estuaries and Deltas - Boundaries Between the Sea and Rivers*. Udine: Italian Ministry of the Environment and Territorial Protection, Museo Friulano di Storia Naturale.

. Moss, J. E. 1967. "A Flowering Calendar of Possible Hay Fever Plants in Brisbane." *Medical Journal of Australia* 1: 270-272.

. Nesom, G. 2006. *Groundsel Tree Baccharis halimifolia* L.: USDA NRCS.

. Observatoire de la Biodiversité Bretagne. 2012. "*Baccharis halimifolia*" Accessed October 10, 2012. <http://www.observatoire-biodiversite-bretagne.fr/especes-invasives/Flore-continentale/Invasives-aveeres/Le-Senecon-enarbre-Baccharis-halimifolia>

. Onaindia, M., I. Albizu, and I. Amezaga. 2001. "Effect of Time on the Natural Regeneration of Saltmarsh." *Applied Vegetation Science* 4: 247-256.

. Palmer, W. A. 1987. "The Phytophagous Insect Fauna Associated with *Baccharis halimifolia* L. and *B. neglecta* Britton in Texas, Louisiana and Northern Mexico." *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 89 (1): 185-199.

. Palmer, W. A., and F. D. Bennett. 1988. "The Phytophagous Insect Fauna Associated with *Baccharis halimifolia* L. in the Eastern United States." *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 90: 216-228.

. Panetta, F. D. 1977. "The Effect of Shade Upon Seedling Growth in Groundsel Bush (*Baccharis halimifolia* L.)." *Australian Journal of Agricultural Research* 28 (4): 681-690.

. Panetta, F. D. 1979a. "Germination and Seed Survival in the

- Woody Weed, Groundsel Bush (*Baccharis halimifolia* L.).” *Australian Journal of Agricultural Research* 30 (6): 1067–1077.
- . Panetta, F. D. 1979b. “The Effects of Vegetation Development Upon Achene Production in the Woody Weed, Groundsel Bush (*Baccharis halimifolia* L.).” *Australian Journal of Agricultural Research* 30 (6): 1053–1065.
- . Panetta, F. D. 1979c. “Shade Tolerance as Reflected in Population Structures of the Woody Weed, Groundsel Bush (*Baccharis halimifolia* L.).” *Australian Journal of Botany* 27 (5): 609–615.
- . Pardé, M. L. 1902. “Les arbres de la villa aux cyclamens, Auteuil (Oise).” *Bulletin de la Société nationale d'acclimatation de France* 10: 345–354.
- . Paudel, S., and L. L. Battaglia. 2013. “Germination Responses of the Invasive *Triadica sebifera* and Two Co-occurring Native Woody Species to Elevated Salinity Across a Gulf Coast Transition Ecosystem.” *Wetlands* 33 (3): 527–535.
- . Paudel, S., S. G. Baer, and L. L. Battaglia. 2014. “Arbuscular Mycorrhizal Fungi (AMF) and Success of *Triadica Sebifera* Invasion in Coastal Transition Ecosystems Along the Northern Gulf of Mexico.” *Plant Soil* 378: 337–349.
- . Paudel, S., and L. L. Battaglia. 2015. “The Role of Light, Soil and Human Factors on the Probability of Occurrence of an Invasive and Three Native Plant Species in Coastal Transitions of Coastal Mississippi, USA.” *Journal of Plant Ecology* 8: 491–500.
- . Pivovarov, A. L., C. Swift, L. L. Battaglia, B. Kunz, W. J. Platt, and C. L. Yoder. 2015. “Physiological Profiles as Indicators of Response to Hurricane Disturbance for Three Coastal Wetland Species.” *Journal of Coastal Research* 31 (4): 986–993.
- . Pizzo, L., and G. Buffa. 2009. “Analisi dei processi d’ invasione di piante esotiche nei paesaggi costieri sabbiosi del Veneto.” [Analysis of the Invasion Process of Alien Plants in the Sandy Coastal Landscapes of the Veneto].” Paper presented at the 104th Congress of the Italian Botanical Society, Campobasso, September, 16–19.
- . Podda, L., P. Fraga, O. Mayoral, F. Mascia, and G. Bacchetta. 2010. “Comparacion de la flora exotica vascular en sistemas de islas continentales: Cerdena (Italia) y Baleares (Espana). [Comparison of Alien Vascular Flora of Continental Islands Systems: Sardinia (Italy) and Balearic Islands (Spain)].” *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 67 (2): 157–176.
- . Pollen library website. 2012. Accessed October 10. <http://www.pollenlibrary.com/>
- . Porazinska, D. L., I. Fujisaki, M. F. Purcell, and R. M. Giblin-Davis. 2014. “Plant Invasions from a Belowground Nematocentric Perspective.” *Soil Biology & Biochemistry* 77: 213–220.
- . PPP Index 2016. “Pflanzen Einkaufsführer für Europa.” Accessed January 25. <http://www.ppp-index.de/>
- . Prieto, A., J. A. Campos, J. Garmendia, J. Loidi, L. Oreja, S. Patino, and J. Valencia. 2007. “Flora amenazada presente en la region Eurosiberiana de la Comunidad Autonoma del Pais Vasco. [Threatened Flora in the Euro-Siberian Region of the Basque Country].” *Naturalia Cantabricae* 3: 79–91.
- . Prieto, A. 2008. *Seguimiento de los trabajos de eliminación de la planta invasora Baccharis halimifolia en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. [Monitoring of the Eradication of the Invasive Plant Baccharis halimifolia in the Urdaibai Estuary].*” Vitoria-Gasteiz: Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Gobierno Vasco.
- . Pyšek, P., and K. Prach. 1993. “Plant Invasions and the Role of Riparian Habitats – A Comparison of Four Species Alien to Central Europe.” *Journal of Biogeography* 20: 413–420.
- . Rappé, G., F. Verloove, W. Van Landuyt, and W. Vercruysse. 2004. “*Baccharis halimifolia* (Asteraceae) aan de Belgische kust. [*Baccharis halimifolia* (Asteraceae) on the Belgian Coast].” *Dumortiera* 82: 18–26.
- . Richardson, D. M., N. Allsopp, C. M. D’ Antonio, S. J. Milton, and M. Rejmanek. 2000a. “Plant Invasions-The Role of Mutualisms.” *Biological Reviews* 75: 65–93.
- . Richardson, D. M., P. Pysek, M. Rejmanek, M. G. Barbour, F. D. Panetta, and C. J. West. 2000b. “Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions.” *Diversity and Distributions* 6: 65–112.
- . Royal Decree 630/2013, of August the 2nd, which regulates the Spanish catalogue of invasive exotic species. BOE no 185: 56764–56786.
- . Salabert, J., and J. Gastesoleil. 1991. “Contribution a l’inventaire de la flore de l’Herault.” *Le Monde des Plantes* 442: 16–18.
- . Sauveigo, E. 1899. *Flora Mediterranea Exotica. Énumération des plantes cultivées dans les jardins de la Provence et de la Ligurie*. Nice: Imprimerie J. Ventre et Cie.
- . SILENE (Système d’ Information et de Localisation des Espèces Natives et Envahissantes, Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles) 2016. Accessed January 10. <http://flore.silene.eu/>
- . Sims-Chilton, N. M., and F. D. Panetta. 2011. “The Biology of Australian Weeds 58. *Baccharis halimifolia* L.” *Plant Protection Quarterly* 26 (4): 114–123.
- . Sims-Chilton, N. M., M. P. Zalucki, and Y. M. Buckley. 2009. “Patchy Herbivore and Pathogen Damage Throughout the Introduced Australian Range of Groundsel Bush, *Baccharis halimifolia*, is Influenced by Rainfall, Elevation, Temperature, Plant Density and Size.” *Biological Control* 50 (1): 13–20.
- . Sims-Chilton, N. M., M. P. Zalucki, and Y. M. Buckley. 2010. “Long Term Climate Effects are Confounded with the Biological Control Programme Against the Invasive Weed *Baccharis halimifolia* in Australia.” *Biological Invasions* 12 (9): 3145–3155.
- . Sinnassamy J. M. 2004. “*Baccharis halimifolia*.” , In: *Plantes invasives en France*. Coordinated by Muller, S. Paris: Museum national d’Histoire naturelle.
- . Starfinger, U., & Nehring, S. 2013. “Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung. *Baccharis halimifolia* – Kreuzstrauch. [Nature Conservation Invasiveness Assessment – *Baccharis halimifolia* – Groundsel Bush].” In: *Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen [Creating a Warning List in Germany and not yet Present Invasive Animals and Plants]*, BfN-Skripten 331, edited by W. Rabitsch, S. Gollasch, M. Isermann, U. Starfinger, and S. Nehring, 42–43.
- . Sundberg, S. D., and D. J. Bogler. 2006. “*Baccharis*.” In *Flora of North America North of Mexico*, edited by Flora of North America Editorial committee 1993–, 23–28. New York: Flora of North America Editorial committee.
- . Systeme d’information << Flore, Fonge, Vegetation et Habitats >> de la Federation des Conservatoires botaniques nationaux. 2016 “Données du réseau des CBN en cours d’ integration et de qualification” Accessed January 10. <http://www.fcbrn.fr/si-flore/>.
- . The Asthma and Allergy Foundation of America Website. 2012. Accessed October 10. <http://www.aafa.org/print.cfm?id=9&sub=24&cont=349>.
- . Thellung, M. A. 1916. “Quelques plantes adventices de France.” *Le Monde des Plantes* 99: 11–13.
- . Tison, J.-M., and B. de Foucault. 2014. *Flora Gallica. Flore de France*. Meze: Biotope.
- . Tolliver, K. S., D. W. Martin, and D. R. Young. 1997. “Freshwater and Saltwater Flooding Response for Woody Species Common to Barrier Island Swales.” *Wetlands* 17 (1): 10–18.

- . Tomé, E. 2010. *Ecoturismo e Conservazione: Aspettative del visitatore e limiti alla fruizione sostenibile nell'oasi di Valle Averno (Laguna di Venezia)*. [Ecotourism and Conservation: Expectations of the Visitor and Limits to Sustainable Fruition in the Oasis of Averno Valle (Venice Lagoon)]. Paova, Italy: University of Padua.
- . Toth, L. A. 2005. "Plant Community Structure and Temporal Variability in a Channelized Subtropical Floodplain." *Southeastern Naturalist* 4 (3): 393-408.
- . Uribe-Echebarria, P. 2015. *El legado botánico de Lorenzo Prestamero (1733-1817)*. [The Botanical Legacy Lorenzo Prestamero (1733-1817)]. Vitoria-Gasteiz: Diputacion Foral de Alava.
- . Uribe-Echebarria, P., and J. A. Campos. 2006. *Flora vascular amenazada en la Comunidad Autónoma Vasca*. [Threatened Vascular Flora in the Basque Autonomous Community]. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- . USDA National Genetic Resources Program 2012. *Germplasm Resources Information Network - (GRIN)*. Beltsville: National Germplasm Resources Laboratory.
- . van Valkenburg, J. L. C. H., H. Duistermaat, and H. Meerman. 2014. "*Baccharis halimifolia* L. in Nederland: waar blijft Struikaster? [*Baccharis halimifolia* L. in the Netherlands: where is the Aster Bush?]." *Gorteria* 37: 25-30.
- . Valle, A., J. Varas, and M. Sainz. 1999. "Principales aspectos de la ecología y control de la *Baccharis halimifolia* L., una especie invasora del litoral cantábrico. [Main aspects of the ecology and control of *Baccharis halimifolia* L., an invasive species of the Cantabrian coast]." *Montes* 57: 29-38.
- . Van Deelen, T. R. 1991. "*Baccharis halimifolia*." Fire Effects Information System. USA: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory.
- . Verloove, F. 2008. "La flore urbaine de Dunkerque (Nord): quelques xenophytes remarquables." *Le Monde des Plantes* 494: 11-14.
- . Verloove, F. 2011. *Baccharis halimifolia* L. *Manual of the Alien Plants in Belgium* Available at: <http://alienplantsbelgium.be/content/baccharis-halimifolia-0>. Accessed October 10, 2012.
- . Vick, J. K., and D. R. Young. 2013. "Comparative Responses of a Non-N-fixing Shrub and an Actinorhizal N-fixing Shrub to N Fertilization." *Plant and Soil* 371 (1-2): 377-385.
- . Wang, J., D. M. Seliskar, J. L. Gallagher, and M. T. League. 2006. "Blocking *Phragmites Australis* Reinvasion of Restored Marshes using Plants selected from Wild Populations and Tissue Culture." *Wetlands Ecology and Management* 14 (6): 539-547.
- . Webb C. J., W. R. Sykes, and P. J. Garnock-Jones. 1988. *Flora of New Zealand. Vol. IV. Naturalised Pteridophytes, Gymnosperms, Dicotyledons*. Christchurch: Botany Division, D.S.I.R.
- . Weber, E. 2003. *Invasive Plant Species of the World. A Reference Guide to Environmental Weeds*. Oxon: CABI Publishing.
- . Weeds Australia Database. 2012. Accessed October 10. <http://www.weeds.org.au/noxious.htm>.
- . Westman, W. E., F. D. Panetta, and T. D. Stanley. 1975. "Ecological Studies on Reproduction and Establishment of the Woody Weed, Groundsel Bush (*Baccharis halimifolia* L.: Asteraceae)." *Australian Journal of Agricultural Research* 26 (5): 855-870.
- . White, C. T. 1936. "Groundsel bush or Tree Groundsel (*Baccharis halimifolia*)." *Queensland Agricultural Journal* 45: 575-576.
- . Winders, C. W. 1937. "Groundsel Bush in South-eastern Queensland." *Queensland Agricultural Journal* 63: 656-664.
- . Young, D. R., D. L. Erickson, and S. W. Semones. 1994. "Salinity and the Small-scale Distribution for 3 Barrierisland Shrubs." *Canadian Journal of Botany- Revue Canadienne de Botanique* 72 (9): 1365-1372.
- . Zanetti, M. 1997. *Atlante della Flora notevole della Pianura veneta orientale*. [Atlas of the Remarkable Flora of the Eastern Veneto Plain]. Portogruaro, Italy: Ediciclo-Nuova Dimensione.
- . Zendoia, I., L. Oreja, J. Garmendia, M. Azpiroz, E. Arbelaitz, A. Urkizu, I. Tamayo, and I. Aizpuru. 2006. *Cladium mariscus* formazioen kartografia, karakterizazioa eta kontserbazio-egoera. [Cladium Mariscus Communities, Mapping, Characterization and Conservation Status]. Donostia, Spain: Aranzadi.
- . Zinnert, J. C., J. D. Nelson, and A. M. Hoffman. 2012. "Effects of Salinity on Physiological Responses and the Photochemical Reflectance Index in Two co-occurring Coastal Shrubs." *Plant Soil* 1: 1-11.