

La invasión de *Baccharis halimifolia* en la costa cantábrica

Juan Antonio Campos Prieto, Lidia Caño Pérez y Mercedes Herrera Gallastegui

Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco UPV/EHU

La invasión de *B. halimifolia* supone actualmente una de las mayores amenazas para la biodiversidad y funcionamiento de las marismas de Europa porque puede convertir la vegetación herbácea característica en formaciones arbustivas densas y monoespecíficas (Campos *et al.*, 2014; Caño *et al.*, 2013a) (Fig. 1). Este arbusto originario de Norte América está invadiendo de manera agresiva diversas comunidades vegetales costeras consideradas hábitat prioritarios para la conservación, según la Directiva Hábitat 92/43/CEE (Campos *et al.*, 2014).

A pesar de la notoria expansión que ha experimentado *B. halimifolia* desde los años 80 (Herrera y Campos, 2010), solo recientemente ha sido considerada como una de las 25 especies invasoras más dañinas en España (GEIB, 2006) y registrada por primera vez en la Lista de Alertas de la Organización Europea y Mediterránea para la Protección de Plantas (EPPO, 2014), la cual acaba de elaborar el primer Análisis de Riesgo para esta especie en Europa. Además, *B. halimifolia* ha sido incluida en el reciente Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras cuya regulación se recoge en el Real Decreto 630/2013. Esta inclusión implica que actualmente está prohibida su introducción en el medio natural, su posesión, transporte, tráfico o el comercio de ejemplares y propágulos (conforme a lo establecido en el art. 61.3 de la Ley 42/2007 de Patrimonio natural de la Biodiversidad). Teniendo en cuenta la importancia de la invasión de *B. halimifolia* en Europa,

sorprende que la información disponible durante muchos años sobre su biología y ecología procediera únicamente de estudios realizados en su área nativa, Norte América (Young *et al.*, 1994; Tolliver *et al.*, 1997), y en Australia, donde está considerada como una invasora principalmente en pastos y plantaciones forestales (Westman *et al.*, 1975; Panetta, 1979; Sims-Chilton y Panetta, 2011). Durante los últimos años, en la Universidad del País Vasco (uno de los territorios más afectados por la invasión de *B. halimifolia*) se han llevado a cabo nuevos estudios sobre la biología y los patrones de invasión de este arbusto exótico en hábitats del litoral cantábrico con el fin de mejorar el conocimiento que se tiene sobre su proceso de invasión e impactos en Europa y adecuar así los planes de gestión.

El presente artículo tiene como objetivo revisar y actualizar la información disponible sobre el arbusto invasor *B. halimifolia* en Europa, con especial énfasis en los patrones de invasión en el litoral cantábrico de España.

BIOLOGÍA DE *B. HALIMIFOLIA*

Cómo identificar la planta

Baccharis halimifolia L. es un arbusto de la familia Asteraceae, también llamado bácaris, carqueja, chilca o “groundsel bush” en inglés. Es una planta dioica, es decir, presenta las flores de cada



Figura 1. Invasión de *B. halimifolia* en las marismas (en juncales y carrizales) de Urdaibai (Vizcaya). Foto: Lidia Caño.

sexo en pies separados. Puede medir de 1 a 4 m de altura y adquirir el aspecto de un pequeño arbolillo. Presenta hojas cortamente pecioladas o sésiles, de elípticas a obovadas o rómbicas, de 30-50 × 10-40 mm, con los márgenes enteros o con 1-3 pares de gruesos dientes en las hojas superiores (Fig 2). El haz y envés son glabros, pero cubiertos de unas características glándulas visibles al trasluz. Las flores se hallan agrupadas en capítulos, con flores tubulares de color amarillento en los individuos masculinos y con flores de color blanco en los individuos femeninos (Fig. 2). El fruto es una cipsela (aquenio), con vilano de color blanco-plateado, de 8-12 mm, que en la madurez supera netamente en longitud a las brácteas del involucreo.

***B. halimifolia* tiene un rápido crecimiento y una gran capacidad de dispersión**

B. halimifolia presenta varias características que favorecen su capacidad invasora. En primer lugar se trata de un arbusto capaz de colonizar diferentes tipos de hábitats, desde zonas muy perturba-

das por la actividad humana hasta comunidades vegetales de marisma bien conservadas. En el litoral cantábrico se comporta como un arbusto principalmente deciduo aunque mantiene a veces algunas hojas superiores durante el invierno (Campos y Herrera, 2009b). Los nuevos brotes se empiezan a desarrollar a principios de febrero y su crecimiento puede ser de entre 10 y 25 cm al año, aunque la tasa de crecimiento depende de las condiciones edáficas (Caño *et al.*, 2013b). El período de actividad vegetativa de *B. halimifolia* se concentra por tanto en los meses de primavera y verano y a partir de agosto o septiembre comienza a perder las hojas, con una pérdida más precoz y acusada en los ambientes halófilos (Caño *et al.*, 2013b). Es en este momento cuando se inicia la fase de reproducción. Aunque en un mismo hábitat los individuos masculinos florecen antes que los femeninos, la fenología de ambos sexos pueden presentar variaciones una vez más en función de las condiciones edáficas y por tanto de los diferentes hábitats (Caño *et al.*, 2013b). De manera general la floración alcanza su máximo en septiembre y la dispersión de frutos tiene lu-

Durante los últimos años, en la Universidad del País Vasco –uno de los territorios más afectados por la invasión de *B. halimifolia*– se han llevado a cabo nuevos estudios sobre la biología y los patrones de invasión de este arbusto exótico en hábitats del litoral cantábrico con el fin de mejorar el conocimiento que se tiene sobre su proceso de invasión e impactos en Europa y adecuar así los planes de gestión

Figura 2. Aspecto de las inflorescencias femeninas (a) y masculinas (b) de la parte vegetativa (c) de *B. halimifolia*. Fotos: Juan Antonio Campos.

gar a finales de octubre o primeros de noviembre. Los frutos están firmemente unidos al vilano por lo que son fácilmente dispersados por el viento (Fig. 3). En poblaciones forestales australianas se ha estimado que una planta femenina puede producir hasta 1 500 000 semillas (Westman *et al.*, 1975) y que una población puede tener un rendimiento reproductivo de hasta 376 000 achenios/m² (Panetta, 1979). La producción de semillas se reduce con la edad de la planta (las plantas de 9 años producen un 31% menos semillas que las de 4 años) y cuando la planta crece en sombra, aunque en estas condiciones la tasa de germinación aumenta (Panetta, 1977; 1979).

Estudios realizados recientemente en el País Vasco han puesto de manifiesto que la capacidad reproductiva de *B. halimifolia* en juncuales está determinada en parte por las variaciones a pequeña escala de los niveles de salinidad y de inundación mareal, y que además estos fac-





Figura 3. Producción masiva de semillas en un individuo adulto de *B. halimifolia*. El vilano asegura una gran capacidad de dispersión. Foto: Mercedes Herrera.

tores afectan de forma diferente a la capacidad de crecimiento de los ejemplares masculinos y femeninos (Caño *et al.*, 2013b). La germinación comienza en el mes de marzo y puede prolongarse durante el verano, en función de la climatología. En condiciones controladas de laboratorio, la tasa de germinación puede oscilar entre 70 y 99% (Diatloff, 1964; Panetta, 1979).

Aunque *B. halimifolia* se reproduce sexualmente también presenta una gran capacidad de rebrote, lo que puede permitir la regeneración a partir de fragmentos o individuos arrancados o talados y tener importantes implicaciones para su control, como veremos más adelante.

DISTRIBUCIÓN Y ECOLOGÍA: UNA INVASORA EN HÁBITATS COSTEROS

Distribución en España y Europa

B. halimifolia es originario de la costa este de América donde está presente desde Canadá

hasta México y el Caribe, aunque es más frecuente en la costa de los Estados Unidos (EPP0 214). Fue introducido en Australia a finales del siglo pasado y desde entonces ha llegado a ocupar más de 30 000 ha en la costa este (Simms y Panneta, 2011).

La primera cita documentada de *B. halimifolia* en la Europa continental data de 1783 y corresponde a un espécimen cultivado en el Jardín Botánico de París (Caño *et al.*, 2013a). Fue citado como asilvestrado por primera vez en 1906 en el sur de Francia y en España en 1941 en Lequeitio, donde probablemente llegó desde las poblaciones naturalizadas en Francia (Caño *et al.*, 2013a). Actualmente *B. halimifolia* está naturalizada en seis países europeos: España, Francia, Bélgica, Holanda, Italia y Reino Unido. El Golfo de Vizcaya es la zona más afectada ya que el arbusto invasor forma un continuo de poblaciones estables muy abundantes en la mayoría de los estuarios (Campos *et al.*, 2004; Campos 2010, Caño *et al.*, 2013a).

En España invade la mayoría de los estuarios de la costa cantábrica desde la Bahía de Txin-

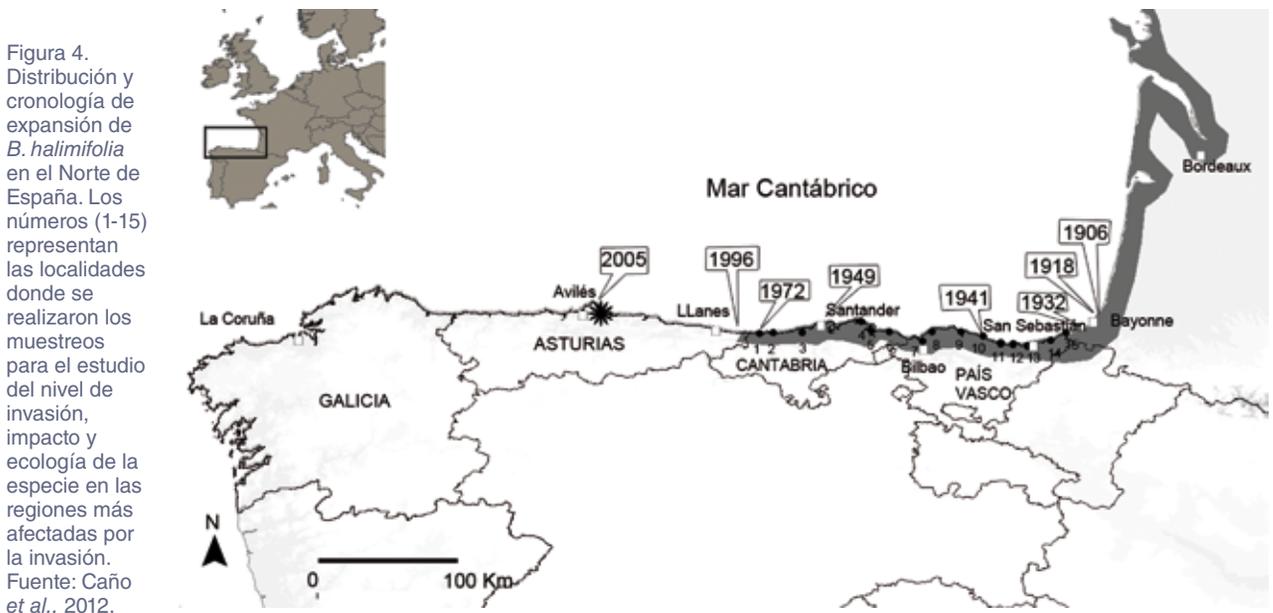
gudi en Gipuzkoa hasta la ría de Tina Mayor en el límite de Asturias con Cantabria (Fig. 4). Además, podría extenderse hacia Navarra por la ribera del Bidasoa, donde ya existe una cita puntual (Lorda, 2013). Dada la rápida expansión que ha experimentado en los últimos 50 años, tenemos razones para pensar que *B. halimifolia* podría llegar a invadir todos los estuarios de Asturias y Galicia. De hecho, se tiene constancia de que crece o ha crecido más allá de la ría de Tina Mayor: existe una cita en la ría de Avilés en 2005 (A. García, Herbario Facultad Ciencias de Oviedo, FCO 28147). La cita puntual de esta especie en Lugo (Izco *et al.*, 1992) ha sido definitivamente desmentida por uno de sus autores (J.M. Sánchez *com. pers.*), ya que ninguno de ellos tiene conocimiento de su presencia hasta la fecha en ningún estuario de Galicia.

Aunque en mucho menor grado, *B. halimifolia* también invade estuarios de la costa mediterránea, especialmente en Francia e Italia (Caño *et al.*, 2013a). Aunque en España existen de momento solo dos citas, una en los arrozales de Pals (Girona) (Barriocanal *et al.*, 2005) y otra en Menorca (Podda *et al.*, 2010), es imprescindible establecer medidas de prevención y alerta temprana para asegurar su total ausencia o erradicación en la costa mediterránea española.

Ecología

Como se ha mencionado anteriormente, *B. halimifolia* coloniza diferentes tipos de hábitats aunque principalmente se localiza en las costas. En Norte América ocupa zonas intermedias de los estuarios caracterizadas por niveles medios de salinidad y compite parcialmente con dos especies leñosas: *Myrica cerifera*, en zonas de baja salinidad, e *Iva frutescens*, en las zonas más salinas de los estuarios (Young *et al.*, 1994; Tolliver *et al.*, 1997).

Al igual que en su lugar de origen, en la costa cantábrica *B. halimifolia* crece principalmente en comunidades vegetales con niveles de salinidad e inundación intermedios en estuarios, zonas de contacto entre la duna y la marisma, depresiones húmedas postdunares y más puntualmente en comunidades genuinamente halófilas de estuarios (Campos y Herrera, 2009b) (Fig. 5). Mientras que en Norteamérica debe competir con otros arbustos, en la costa cantábrica el único arbusto capaz de competir con él en las zonas menos halófilas es el sauce ceniciento, *Salix atrocinerea*, y puntualmente el aliso, *Alnus glutinosa*. Por ello la competencia con las especies nativas parece prevenir su persistencia en comunidades forestales de las zonas altas de marisma. En contraste, la falta



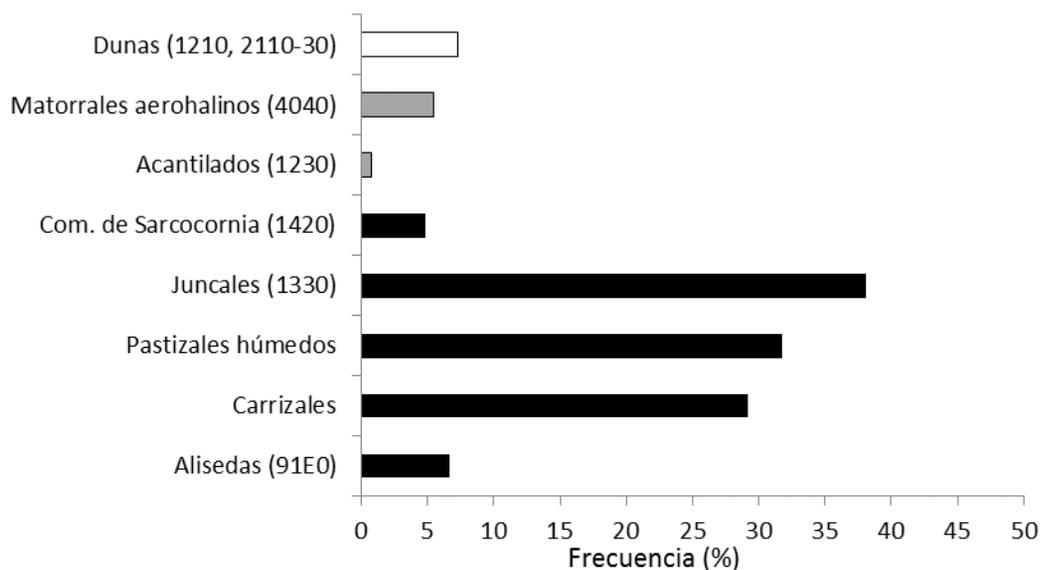


Figura 5. Frecuencia de *B. halimifolia* en las diferentes comunidades litorales del Norte de España: dunas (blanco), acantilados (gris) y marismas (negro). Entre paréntesis se indica el código del hábitat correspondiente según la Directiva Hábitat 92/43/CEE. Las barras indican el porcentaje de inventarios en los que *B. halimifolia* estaba presente de un total de 925 inventarios. Fuente: Caño *et al.*, 2012.

de competidores arbustivos permite la exitosa invasión de juncales subhalófilos de *Juncus maritimus* y herbazales halónitrófilos de *Elytrigia atherica*, considerados como Hábitats de Interés Comunitario (hábitat 1330, Pastizales salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritima*)); así como de los carrizales subhalófilos de *Phragmites australis* y de los juncales dominados por *Juncus acutus* en depresiones arenosas. Los prados húmedos ubicados en zonas subhalófilas antiguamente ganadas a la marisma también constituyen un hábitat muy vulnerable a la invasión de este arbusto cuando disminuye la presión de manejo, ya que la siega y/o el pastoreo regulares mantienen a raya la invasión de esta especie en estos sistemas agropastorales (Fig. 6). En la marisma inferior, los elevados valores de salinidad e inundación parecen limitar la supervivencia y expansión de *B. halimifolia*; por esta razón está totalmente ausente de las praderas de *Spartina maritima* y *Zostera noltii*, y aparece solo puntualmente en las zonas más elevadas y mejor drenadas de los matorrales halófilos dominados por *Sarcocornia fruticosa* (Fig. 7).

En los últimos años, *B. halimifolia* también ha aumentado su presencia en algunos acantilados costeros, sobre todo en la zona oriental de Gipuzkoa (ZEC de Jaizkibel) y el extremo sur de la costa de Francia (Ihobe, 2014) donde in-

vade exitosamente hábitats prioritarios según la Directiva Hábitat 92/43/CEE como son los brezales costeros aerohalinos de *Erica vagans* y *Ulex gallii* (hábitat 4040) y las comunidades halocasmofíticas de la alianza *Crithmo-Armerion* (hábitat 1230) (Campos *et al.*, 2004). Lamentablemente se ha observado que en estos hábitats, *B. halimifolia* está actualmente en fase de expansión (Fig. 8).

Uno de los factores clave que permiten a *B. halimifolia* colonizar con éxito los diversos hábitats litorales es su plasticidad y tolerancia frente a diferentes condiciones de salinidad.

Dada la rápida expansión que ha experimentado en los últimos 50 años, tenemos razones para pensar que *B. halimifolia* podría llegar a invadir todos los estuarios de Asturias y Galicia. De hecho, se tiene constancia de que crece o ha crecido más allá de la ría de Tina Mayor: existe una cita en la ría de Avilés en 2005

Figura 6. Prados húmedos de siega en el estuario de Urdaibai. Debido al manejo la presencia de *B. halimifolia* queda restringida a los márgenes de los prados. Foto: Mercedes Herrera.



Figura 7. Matorrales halófilos dominados por *Halimione portulacoides* y *Sarcocornia fruticosa* en el estuario de Urdaibai. *B. halimifolia* únicamente aparece en los márgenes más elevados. Foto: Mercedes Herrera.





En los juncales invadidos en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se han registrado valores de salinidad de la capa freática extremadamente variables, desde concentraciones de unos 5 g/L hasta unos 30 g/L, estos últimos muy cercanos a la salinidad del agua de mar (Caño *et al.*, 2013b; 2014). Recientes estudios muestran que la capacidad de invasión de *B. halimifolia* en marismas no solo responde a estos gradientes de estrés abiótico a gran escala sino que pequeñas diferencias en la salinidad edáfica dentro de los juncales tienen un gran efecto en el crecimiento y reproducción del arbusto invasor (Caño *et al.*, 2014). Así, en los juncales más halófilos (salinidad cercana a 20 g/L) los individuos adultos de una misma cohorte pueden experimentar una reducción del 30% de su altura y del 70% en su producción de semillas por capítulo respecto a los individuos que colonizan juncales de menor salinidad (10 g/L) (Caño *et al.*, 2013b; 2014). Ade-

más, experimentos realizados en invernadero demuestran que las plántulas de *B. halimifolia* apenas experimentan mortalidad al crecer en concentraciones de sal tan altas como 20 g/L durante 4 meses aunque el crecimiento de dichas plantas sí experimenta una reducción de hasta el 70% en valores de salinidad intermedios de 10 g/L (Caño *et al.*, 2011).

Figura 8. Acantilados invadidos en el ZEC de Jaizkibel (Guipúzcoa). Foto: Lidia Caño.

IMPACTO: LOS ESTUARIOS DEL GOLFO DE VIZCAYA EN PELIGRO

Invasión de espacios naturales protegidos

La costa cantábrica, es sin duda la principal zona afectada por esta especie en España. En Asturias, el estuario de Tina Mayor, (límite con Cantabria), es el único donde *B. halimifolia* tiene una presencia notable y se está realizando un importante esfuerzo en los últimos

años para que no se expanda hacia el oeste. En Cantabria, *B. halimifolia* está presente en todos los estuarios protegidos aunque en el Parque Natural (P.N.) de las dunas de Liencres se está haciendo un trabajo de eliminación sistemático y apenas hay algunos ejemplares. Es preocupante su abundancia y extensión en los Parques Naturales de los extremos occidental (P.N. de Oyambre) y oriental (P.N. de las marismas de Santoña, Victoria y Joyel). En la costa vasca está presente en todos los estuarios, aunque los principales estuarios invadidos, Urdaibai, Lea y Txingudi han sido el objetivo del proyecto LIFE+ Estuarios Vascos, por lo que su nivel de invasión ha disminuido notablemente como se indica más adelante. En la tabla 1 mostramos los espacios naturales protegidos del litoral cantábrico que han sido invadidos por *B. halimifolia*.

Impacto sobre los hábitats

B. halimifolia desarrolla un matorral casi monoespecífico, alto y denso, que provoca la exclusión de especies propias de la marisma y origina una drástica modificación en la estructura, fisonomía y diversidad de la comunidad invadida (Herrera y Campos, 2010). Su sistema radicular y gran producción de hojarasca pueden provocar alteraciones en la sedimentación (Lozano y Alagón, 1995). Por tanto *B. halimifolia* puede considerarse una planta transformadora, es decir una planta invasora que provoca cambios en el carácter, condición forma y naturaleza de los ecosistemas que invade en un área significativa en relación con la extensión de ese ecosistema (Herrera y Campos, 2010). En un estudio realizado en 13 estuarios de la costa del País Vasco y Cantabria se ha estimado que el

Tabla 1. Espacios naturales protegidos invadidos por *B. halimifolia* en el litoral Cantábrico de España en Guipuzcoa (SS), Vizcaya (BI), Cantabria (S) y Asturias (O), y el nivel de invasión en cada caso. El símbolo (†) indica que ya ha sido totalmente erradicada en dicho espacio. El * indica que se han realizado actuaciones de control y eliminación recientemente. LIC: Lugar de Interés Comunitario. ZEC: Zona de Especial Conservación. ZEPA: Zona de Especial Protección para las Aves

Espacio natural Protegido	Otras categorías que incluye	Nivel de invasión de <i>B. halimifolia</i>
LIC Ría de Ribadesella-Ría de Tina Mayor (O)		Medio
Parque Natural de Oyambre (S)	LIC	Alto
LIC de rías occidentales y dunas de Oyambre (S)		Alto
LIC de las Dunas de Liencres y estuario del Pas (S)		Bajo
Parque Natural de las dunas de Liencres (S)	LIC	†*
LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera (S)		Alto
LIC Costa Central y Ría de Ajo (S)	ZEPA (Ría de Ajo)	Medio
Parque Natural de las marismas de Santoña, Victoria y Joyel (S)	ZEPA Humedal Ramsar LIC	Alto
LIC Río Agüera (S)		Alto
ZEC Ría del Barbadún (BI)		†*
Reserva de la Biosfera de Urdaibai (BI)	ZEPA ZEC Zonas litorales y marismas de Urdaibai	Medio*
ZEC Río Lea (BI)		Bajo*
ZEC Ría del Urola (SS)		Bajo
ZEC Iñurritza (SS)	Biotopo protegido	Medio
ZEC Ría del Oria (SS)		Bajo
ZEC Txingudi-Bidasoa (SS)	ZEPA	Medio*
ZEC Jaizkibel (SS)		Bajo*
ZEC Río Bidasoa (NA)		Puntual (Lesaka)

porcentaje de cobertura herbácea reemplazado por la formación arbustiva de *B. halimifolia* oscila entre el 9% en las áreas más halófilas hasta el 24% en las zonas de menor salinidad (Caño *et al.*, 2014). Teniendo en cuenta que es el único arbusto que coloniza con éxito los pastizales salinos en la costa cantábrica, la transformación completa del estrato herbáceo característico de estos hábitats por una formación arbustiva impenetrable, es una de las mayores amenazas para la conservación de estos hábitats. Este tipo de hábitat (hábitat 1330) ocupa en Europa una superficie de unas 90 000 hectáreas, de las que el 50% ya están afectadas por la presencia de *B. halimifolia* (Caño *et al.*, 2013a). Es fundamental evitar la llegada de esta especie a Galicia ya que en esta región se encuentra el 79,32% de la superficie de este hábitat en todo el estado.

Además, *B. halimifolia* consigue competir con los brezales costeros de acantilados sin necesidad aparente de la ocurrencia de perturbaciones previas por lo que la vegetación de estos hábitats prioritarios (hábitat 4040 y 1230) también podría verse totalmente reemplazada por *B. halimifolia*.

Impacto sobre especies amenazadas

La invasión de *B. halimifolia* afecta negativamente a las especies halófilas típicas. A pesar de que *B. halimifolia* alcanza menores coberturas en las zonas de mayor salinidad, es en estas zonas donde el impacto del arbusto es mayor sobre las especies singulares ya que la presencia de estas está prácticamente restringida a las zonas halófilas (Caño *et al.*, 2014). Debido a la constante reducción de la superficie ocupada por los hábitats de estuarios en el País Vasco, algunas de estas especies han visto mermadas sus poblaciones hasta el punto de convertirse en algunos casos en especies amenazadas protegidas. Este es el caso de *Cochlearia aestuaria*, *Frankenia laevis*, *Glaux maritima*, *Limonium humile*, *Matricaria maritima*, o diversas especies del género *Salicornia* (Campos *et al.*, 2004; Uribe-Echebarría y Campos, 2006; Campos y Herrera, 2009a; Caño *et al.*, 2013a).

Su sistema radicular y gran producción de hojarasca pueden provocar alteraciones en la sedimentación, por tanto *B. halimifolia* puede considerarse una planta transformadora, es decir, una planta invasora que provoca cambios en el carácter, condición, forma y naturaleza de los ecosistemas que invade en un área significativa en relación con la extensión de ese ecosistema

Impacto sobre la avifauna

Los estuarios del litoral cantábrico son especialmente importantes para las aves migratorias porque sirven de escala en su viaje desde sus zonas de cría septentrionales. Apenas hay datos sobre el impacto de *B. halimifolia* en estas especies de aves, aunque parece razonable pensar que la sustitución de juncales y carrizales por un matorral denso pueda tener efectos adversos sobre las aves asociadas a estos ecosistemas. En un reciente estudio llevado a cabo en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Arizaga *et al.*, 2013) se constató que la invasión de este arbusto no solo tiene un impacto negativo sobre la abundancia de aves características de los carrizales, sino que también afecta a la estructura y composición de las propias comunidades avícolas, promoviendo una mayor presencia de paseriformes propios de los ecosistemas forestales.

Entre las aves que utilizan los estuarios cantábricos como zona de paso, destaca el carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*), un pequeño pajarillo que habita en los carrizales y que en la actualidad es considerado como el paseriforme más amenazado de Europa y está catalogado como "Vulnerable" en la Lista Roja de la UICN. Esta especie migratoria permanece más tiempo

Apenas hay datos sobre el impacto de *B. halimifolia* en aves, aunque parece razonable pensar que la sustitución de juncuales y carrizales por un matorral denso pueda tener efectos adversos sobre las aves asociadas a estos ecosistemas. En un reciente estudio llevado a cabo en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se constató que la invasión de este arbusto, no solo tiene un impacto negativo sobre la abundancia de aves características de los carrizales, sino que también afecta a la estructura y composición de las propias comunidades avícolas, promoviendo una mayor presencia de paseriformes propios de los ecosistemas forestales

en los hábitats no invadidos y por consiguiente es capaz de acumular mayor cantidad de grasa corporal para hacer frente al resto de su viaje migratorio (Arizaga *et al.*, 2013).

GESTIÓN: ¿CÓMO CONTROLAR *B. HALIMIFOLIA*?

Las administraciones de los países afectados por la invasión de *B. halimifolia* han intentado controlar este arbusto invasor con grandes costes económicos asociados y éxito variable. En Australia se han empleado diferentes métodos pero *B. halimifolia* sigue siendo todavía muy abundante en diversas áreas (Sims-Chilton y Panetta, 2011). Los métodos mecánicos

tales como el arranque, la corta, la roturación, la quema y el desbroce no suelen ser muy efectivos porque las yemas situadas en la base del tronco pueden rebrotar, incluso al cabo de 60 días después del tratamiento (Hobbs y Mooney, 1987). Por ello, estas medidas deben ser repetidas anualmente para tratar los individuos que rebrotan. El arranque es más efectivo cuando las plantas son jóvenes ya que el sistema radicular generalmente es poco profundo en zonas encharcadas (Mutz *et al.*, 1979). Los herbicidas pueden resultar más eficaces para la eliminación total de los individuos localmente pero a menudo no han resultado rentables (Westman *et al.*, 1975). Algunos de los herbicidas utilizados hasta la fecha son *picloram*, *triclopyr* y *glifosato* pero su uso está desaconsejado en medios naturales, especialmente en humedales, donde los herbicidas podrían afectar a otras plantas y/o animales. El alto coste de los métodos mecánicos y químicos en Australia condujo a un gran desarrollo de los métodos de control biológico como una alternativa más barata. A pesar del éxito relativo del control biológico (Sims-Chilton y Panetta, 2011), este método ha caído en desuso, debido a los riesgos inherentes a la introducción de patógenos exóticos en nuevo territorio, sin las necesarias garantías fitosanitarias para el resto del ecosistema.

Europa no cuenta actualmente con una agencia centralizada responsable de la regulación de protocolos de análisis de riesgo previos a la introducción de agentes biológicos por lo que el control biológico no ha sido considerado en las poblaciones europeas de *B. hamilifolia*. Debido a que el mayor impacto de este arbusto se da en áreas costeras en su mayoría protegidas, los pocos programas de control que se han llevado a cabo en Europa han optado en su mayoría por los métodos mecánicos y más puntualmente por el uso de herbicidas, o bien por otros métodos alternativos. Por ejemplo, ya que *B. halimifolia* no soporta las inmersiones prolongadas, en la costa atlántica francesa (Bassin d'Arcachon), se eliminó la planta inundando el área infestada durante 2-3 meses (Brunel, 2003). También en Francia, en el Parque regional de Camargue, en

2004 y 2005 la combinación de diversos métodos permitieron eliminar aproximadamente un 38% del total de individuos (Charpentier *et al.*, 2006).

Experiencias de control en Cantabria y en el País Vasco: Proyecto LIFE + Estuarios Vascos

En 1998, Valle *et al.*, alertaron del problema de la invasión de *B. halimifolia* en los estuarios de Cantabria y aconsejaron concentrar los esfuerzos de control en los espacios naturales protegidos e iniciar una campaña de sensibilización para evitar que se siguiera utilizando como planta ornamental. Desde 2005 el Gobierno de Cantabria ha puesto en marcha diversas campañas de lucha y erradicación contra la planta utilizando diversos métodos: arranque mecánico, apósitos de glifosato con vendas sobre ramas y tras corte, aplicación directa con pincel sobre corte e inundación a nivel de pleamar. El resultado depende de las características de cada zona pero por ahora la erradicación sigue sin ser posible debido a la lluvia de semillas y al rebrote. El apósito ha dado buenos resultados en la marisma de Victoria y el arranque en Oyambre, donde se ha repetido varios años, lo que es fundamental.

En 2007 y 2008, el Gobierno Vasco inició un proyecto piloto de erradicación de esta planta en unas 12 ha en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Estas experiencias piloto dieron lugar al que sin duda ha sido el programa de control de *B. halimifolia* más relevante y ambicioso que ha tenido lugar en Europa: el proyecto LIFE “Restauración de hábitats de interés comunitario en los estuarios del País Vasco” (LIFE08 NAT/E/000055) concedido al Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco (Beteta y Rozas, 2014). El proyecto consistió en la eliminación de la especie en 300 hectáreas en tres estuarios integrados en la Red Natura 2000: la Reserva de la Biosfera de Urdaibai y el estuario del río Lea en Vizcaya y las marismas de Txingudi-Bidasoa en Guipúzcoa. Desde 2010 hasta 2014 y con un presupuesto de casi 2 millones de euros, se

trataron unos 570 000 ejemplares adultos y se eliminaron a mano más de 5 millones de plántulas (Gobierno Vasco, 2014). El tratamiento de los adultos consistió en la corta y posterior aplicación de glifosato sobre el tocón con ayuda de una brocha. Se empleó esta metodología con el fin de minimizar el posible impacto del herbicida en la flora y fauna nativas y se eligió el glifosato por su baja toxicidad y por ser biodegradable. Como resultado se ha obtenido una notable reducción de las poblaciones de *B. halimifolia* en los tres estuarios afectados y una buena recuperación de la vegetación autóctona: los carrizales han recolonizado el 40% de la superficie invadida, los juncales el 18% y los prados salinos el 9% (Gobierno Vasco, 2014). Sin embargo, un porcentaje importante de los individuos adultos tratados rebrotan aunque resulta interesante que el porcentaje de rebrote sea mayor en las zonas de mayor influencia marreal (Beteta *et al.*, 2012).

Debido a que existe aún un riesgo de recolonización importante por parte de *B. halimifolia* a partir del banco de semillas y del rebrote, es deseable, si no imprescindible, que para conseguir la erradicación o la contención local, las administraciones competentes continúen la labor comenzada por el Proyecto LIFE.

Consideraciones generales y propuestas de control

Uno de los resultados más relevantes e informativos del Proyecto LIFE+ Estuarios Vascos es la publicación del Manual de gestión de *Baccharis halimifolia* (Ihobe, 2014). A través de la experiencia adquirida durante el desarrollo del proyecto se han elaborado directrices muy específicas para la toma de decisiones respecto a las actuaciones de control de *B. halimifolia* en función del grado de invasión, de las características de los ejemplares, del área de actuación (perturbada, inundable, sensible...), del coste económico, etc. Además se identifican las ventajas e inconvenientes de los diferentes métodos de eliminación empleados y de las épocas del año para realizar las actuaciones en función de la biología de la planta (Ihobe, 2014).

El proyecto LIFE “Restauración de hábitats de interés comunitario en los estuarios del País Vasco” concedido al Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco, ha sido sin duda el programa de control de *B. halimifolia* más relevante y ambicioso que ha tenido lugar en Europa. El proyecto consistió en la eliminación de la especie en 300 hectáreas en tres estuarios integrados en la Red Natura 2000: la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, el estuario del río Lea en Vizcaya y las marismas de Txingudi-Bidasoa en Guipúzcoa

De manera general, debido al gran potencial de dispersión de *B. halimifolia*, las estrategias encaminadas a controlar o erradicar esta especie deben contemplar acciones mantenidas en el tiempo y a escala regional y evitar actuar solo en zonas localizadas. La capacidad de rebrote después de la aplicación de herbicida sobre tocón obliga a replantearse esta metodología. Uno de los inconvenientes de la aplicación de herbicida sobre tocón es la necesidad de incrementar la concentración de producto para asegurar la absorción respecto a las concentraciones menores que permiten la absorción foliar eficazmente. La aplicación foliar por tanto podría simultáneamente proporcionar mayor mortalidad y reducir las concentraciones de glifosato empleadas. Por otro lado, teniendo en cuenta que la pérdida de viabilidad de las semillas ocurre en un plazo relativamente corto (14 meses o menos), la erradicación total

de una población en un único lugar podría ser factible si se insistiera en la eliminación de las plantas procedentes de la lluvia de semillas y de las plantas productoras de semillas (pies femeninos).

Por todo ello proponemos las siguientes consideraciones generales sobre las actuaciones de gestión:

- Sería preferible eliminar individuos femeninos en primer lugar para minimizar la lluvia de semillas.
- Se puede considerar la corta sin aplicación de herbicida ya que un porcentaje alto de individuos no rebrotará en zonas de influencia mareal debido al estrés fisiológico.
- Tras la evaluación del porcentaje de rebrote, se puede considerar la aplicación foliar de glifosato en los rebrotes de manera controlada e individualizada (con dispositivos que eviten la deriva del herbicida), lo que permitiría reducir la concentración de producto empleada.
- De manera alternativa, cuando sea posible, se puede considerar la inundación controlada para eliminar los individuos en fase de rebrote.
- Paralelamente se deben arrancar manualmente los individuos jóvenes.
- Los métodos anteriores deben ser persistentes en el tiempo hasta asegurar la eliminación local de los individuos femeninos y los jóvenes.
- Debido a la poca longevidad de las semillas, se puede aspirar a agotar la lluvia y el banco de semillas.
- Por último, la eliminación de los pies masculinos se puede adecuar a los recursos disponibles ya que, al no ser fuente de semillas, puede hacerse de manera más escalonada a lo largo del tiempo. ❀

BIBLIOGRAFÍA

- Arizaga J., Unamuno, E., Clarabuch O. 2013. The impact of an invasive exotic bush on the stopover ecology of migrant passerines. *Animal Biodiversity and Conservation* 36(1), 1-11.
- Barriocanal, C., Font, J., Oliver, X., Rotllan, C. 2005. *Baccharis halimifolia* L. al Baix Empordà. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 73, 115-116.
- 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 N° 5* (ed GEIB), pp. 9-12. León.
- Beteta, E. & Rozas, M. 2014. ¿Qué es el proyecto LIFE + Estuarios? *Quercus*. Número extraordinario 2 (LIFE+ Estuarios Vascos), 4-5.
- Brunel, S. (coord.) 2003. Plantas envahissantes de la Région Méditerranéenne. Agence Méditerranéenne de l'Environnement. Agence Régionale pour l'Environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, 48 pp.
- Campos, J.A. 2010. Flora alóctona del País Vasco y su influencia en la vegetación. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco, UPV/EHU.
- Campos, J.A. y Herrera, M. 2009a. Análisis de la flora alóctona de Bizkaia (País Vasco, España). *Lazaroa* 30, 7-33.
- Campos, J.A. y Herrera, M. 2009b. Diagnóstico de la flora alóctona invasora de la CAPV. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco. 296 pp. Bilbao.
- Campos, J.A., Herrera, M., Biurrun, I., Loidi, J. 2004. The role of alien plants in the natural coastal vegetation in central-northern Spain. *Biodiversity and Conservation* 13(12), 2275-2293.
- Caño, L., Tens, M., Fuertes-Mendizabal, T., González-Moro, M.B., Herrera, M. 2011. The role of plasticity, genetic variation and maternal effects in the tolerance to salinity in the invasive plant *Baccharis halimifolia*. 96th ESA Annual Meeting. Austin, Texas, In ESA Austin, Texas.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D., Herrera, M. 2012. Distribución, ecología e impacto del arbusto invasor *Baccharis halimifolia* en ecosistemas costeros del Norte de España. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) *EEl 2012 Notas Científicas*. pp. 9-12. 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEl 2012". GEIB, Serie Técnica N° 5. 218 pp. León.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D., Herrera, M. 2013a. Replacement of estuarine communities by an exotic shrub: distribution and invasion history of *Baccharis halimifolia* in Europe. *Biological Invasions* 15, 1183-1188.
- Caño, L., García-Magro, D., Herrera, M. 2013b. Phenology of the dioecious shrub *Baccharis halimifolia* along an environmental gradient: consequences for the invasion of Atlantic subhalophilous communities. *Plant Biosystems* 147(4), 1128-1138.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D., Herrera, M. 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.
- Charpentier, A., Riou, K., Thibault, M. 2006. Bilan de la champagne de contrôle de l'expansion du *Baccharis halimifolia* menée dans le Parc naturel régional de Camargue (PNRC) en automne 2004 et 2005. Tour du Valat et Parc Naturel régional de Camargue.
- Diatloff, G. 1964. How far does groundsel seed travel? *Queensland Agricultural Journal* 51, 354-356.
- Eppo 2014. *Baccharis halimifolia* L. Asteraceae – Groundsel Bush. *Eppo Bulletin* 44(1), 5-10.
- GEIB 2006. TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N° 2, pp. 116, León.
- Gobierno Vasco. 2014. Informe Layman. Proyecto LIFE+ Estuarios del País Vasco. Gobierno Vasco-Ihobe.
- Herrera, M., Campos, J.A. 2010. Flora alóctona invasora de Bizkaia. Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia. Diputación Foral de Bizkaia. 196 pp. Bilbao.
- Hobbs, R., Mooney, H. 1987. Leaf and shoot demography in *Baccharis* shrubs of different ages. *American Journal of Botany* 74, 1111-1115.
- Ihobe. 2014. Manual de gestión de *Baccharis halimifolia*. Ihobe SA, Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Gobierno Vasco, 118 pp. Bilbao.
- Izco, J., Guitián, P., Sánchez, J.M. 1992. La marisma superior cántabro-atlántica meridional: estudio de las comunidades de *Juncus maritimus* y de *Elymus pycnanthus*. *Lazaroa* 13, 149-169.
- Lorda, M. 2013. Catálogo florístico de Navarra. Nafarroako landare katalogoa. 280 pp. Monografías de Botánica Ibérica, n° 11. Jolube Consultor Botánico y Editor, Jaca (Huesca).
- Lozano, P., Alagón, I. 1995. Estudio fitogeográfico y botánico de las islas del Bidasoa. *Lurralde* 18, 197-228.
- Panetta, F. 1977. The effects of shade upon seedling growth in groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.). *Australian Journal of Agricultural Research*. 28, 681-690.
- Panetta, F. 1979. Germination and seed survival in the woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.). *Australian Journal of Agricultural Research* 30, 1067-1077.
- Podda, L., Fraga, P., Mayoral, O., Mascia, F., Bacchetta, G. 2010. Comparación de la flora exótica vascular en sistemas de islas continentales: Cerdeña (Italia) y Baleares (España). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 67 (2), 157-176.
- Sims-Chilton, N.M., Panetta, F.D. 2011. *The biology of Australian weeds* 58. *Baccharis halimifolia* L. *Plant Protection Quarterly* 26, 114-123.
- Tolliver, K.S., Martin, D.W., Young, D.R., 1997. Freshwater and saltwater flooding response for woody species common to barrier island swales. *Wetlands* 17, 10-18.
- Uribe-Echebarría, P.M., Campos, J.A. (2006). Flora Vascular Amenazada de la Comunidad Autónoma del País Vasco. 389 pp. Serv. Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Valle, A., Varas, J., Sainz de la Maza, M. 1998. Principales aspectos de la ecología y control de la "*Baccharis halimifolia*" L., una especie "invasora" del litoral cantábrico. *Montes* 57, 29-38.
- Westman, W.E., Panetta, F.D., Stanley, T.D. 1975. Ecological studies on reproduction and establishment of woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.: Asteraceae). *Australian Journal of Agricultural Research* 26(5), 855-870.
- Young, D.R., Erickson, D.L., Semones, S.W. 1994. Salinity and the small-scale distribution for 3 barrier-island shrubs. *Canadian Journal of Botany- Revue Canadienne de Botanique* 72, 1365-1372.