

CAMBIO CLIMÁTICO Y ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN ESPAÑA.

**DIAGNÓSTICO PRELIMINAR Y BASES DE CONOCIMIENTO SOBRE
IMPACTOS Y VULNERABILIDAD.**

2011



Autores

Laura Capdevila-Argüelles
Bernardo Zilletti
Víctor Ángel Suárez Álvarez

Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (GEIB)

Dirección técnica (en orden alfabético)

Alfonso Gutiérrez Teira, José Ramón Picatoste Ruggeroni

D.G. Oficina Española de Cambio Climático, MARM

Con la excepción de las fotografías y de las imágenes que son propiedad de sus autores, se permite copiar y distribuir el trabajo original y realizar trabajos derivados con las condiciones de citar este trabajo en la forma que figura a continuación:

A efectos bibliográficos, este trabajo debe citarse como sigue:

Capdevila-Argüelles L., B. Zilletti y V.A. Suárez Álvarez. 2011. *Cambio climático y especies exóticas invasoras en España. Diagnóstico preliminar y bases de conocimiento sobre impacto y vulnerabilidad*. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, 146 Pp.

El proyecto ha sido financiado por la Oficina Española de Cambio Climático (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) y realizado por el Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (GEIB).

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente del MARM o de su personal.

Diseño y maquetación: Laura Capdevila-Argüelles (GEIB) y Bernardo Zilletti (GEIB)

NIPO

INDICE

Nota de los autores	- 5 -
1. Cambio climático e invasiones biológicas: interacciones y sinergias	- 6 -
2. Modelos de predicción de las invasiones biológicas bajo los efectos del cambio climático	- 29 -
3. Fuentes y bases de datos con información sobre distribución de especies exóticas en España.....	- 43 -
4. Impacto potencial del cambio climático sobre las especies exóticas invasoras y la biodiversidad en España.....	- 72 -
5. Propuesta preliminar de especies exóticas invasoras de seguimiento y evaluación prioritaria	- 90 -
6. Impacto socio-económico potencial de las especies exóticas invasoras bajo los efectos del cambio climático.....	117
6. Referencias bibliográficas	131

NOTA DE LOS AUTORES

El presente trabajo aborda la relación entre invasiones biológicas y cambio climático, dos factores del cambio global que tan sólo en años recientes se han empezado a tratar de manera conjunta. De ninguna manera pretende ser un informe exhaustivo sobre el tema, sino una revisión y síntesis de información científica que procede de fuentes públicas.

Desde la bibliografía analizada se desprende que la definición de especie exótica invasora podría cambiar en un futuro si se aplicara este término a especies autóctonas que cambian su distribución geográfica desplazándose por sus propios medios a zonas donde antes estaban ausentes.

Alejados de esta interpretación, hemos considerado especie exótica invasora aquella que, introducida directa o indirectamente por mediación humana, ejerce un impacto negativo sobre la biodiversidad autóctona pudiendo causar, además, perjuicios de tipo económico y sanitario.

Por tanto, pese a que el cambio climático se deba a factores antropogénicos, no consideramos que una especie autóctona que autoexpande su área de distribución en respuesta al cambio climático sea invasora, a menos que tenga impactos tangibles sobre la biodiversidad nativa (invasiones naturales *versus* invasiones generadas por acción humana).

Laura Capdevila-Argüelles, Bernardo Zilletti y Víctor Ángel Suárez Álvarez.

GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas

1. CAMBIO CLIMÁTICO E INVASIONES BIOLÓGICAS: INTERACCIONES Y SINERGIAS

Resumen

Las especies exóticas invasoras (EEI) han recibido hasta el momento poca consideración en el contexto del cambio climático, en el cual se ha enfatizado más el peligro de extinción de las especies autóctonas mientras que, por el contrario, se ha prestado escasa atención a aquellas que las sustituirán.

Con un gran nivel de certeza se puede afirmar que el cambio climático podrá alterar la estructura y composición de las comunidades nativas y como consecuencia, el funcionamiento de los ecosistemas, actuando como un régimen de perturbación que acrecentará el riesgo de invasiones biológicas.

Si por un lado algunas especies exóticas e invasoras podrán sucumbir bajo los efectos del cambio climático, otras podrán volverse capaces de sobrevivir y colonizar zonas donde actualmente no pueden sobrevivir debido a las limitaciones impuestas por el clima. Así mismo, especies exóticas establecidas podrán volverse invasoras si el cambio climático incrementa su capacidad competitiva o su tasa de propagación (supresión del tiempo de latencia) mientras que otras ya invasoras podrán expandir su área de distribución. Los efectos del cambio climático afectarán no sólo al éxito de las invasiones tras la introducción de una especie, sino también a todas las etapas (vías de entrada, vectores, etc.) que conforman el proceso de invasión así como a la eficacia de los métodos de gestión.

A pesar de que en general hay un consenso de que el cambio climático favorecerá las EEI, predecir con exactitud sus éxitos y/o fracasos es una tarea compleja puesto que su distribución actual puede no estar en equilibrio con el clima actual, y su establecimiento y posterior expansión tampoco está influenciada sólo por el clima sino que depende de otros factores como son: la propia resistencia de un ecosistema a ser invadido, la interacción entre las especies, etc. Además, sus vías de entrada y dispersión también dependen de otros factores cuyo comportamiento es también influenciado por el cambio climático.

El cambio climático podría afectar a la dinámica de las invasiones de plantas de dos maneras diferentes: a) Afectando a las comunidades nativas limitando o beneficiando a ciertas especies y alterando las relaciones interespecíficas a todos los niveles. La pérdida de especies clave o grupos funcionales de plantas podría influenciar profundamente el grado de vulnerabilidad de las comunidades nativas a las invasiones. Además, estos cambios podrían ser muy perjudiciales pudiendo generar procesos de retroalimentación sobre los ecosistemas. b) Favoreciendo los rasgos biológicos individuales de EEI concretas. En este contexto, el cambio climático implica varios aspectos que tienen una fuerza selectiva para las características de las plantas, como por ejemplo, el aumento de las temperaturas, los cambios en los patrones de las precipitaciones y de la evapotranspiración, y el aumento de CO₂.

Los insectos están fuertemente influenciados por el clima, por lo tanto, se espera que los cambios climáticos predichos tomen parte en la expansión/contracción de sus áreas de distribución. Las respuestas de los insectos al cambio climático serán complejas y diversas, dependiendo de su ciclo vital y de la estrategia de crecimiento planta-huésped. No obstante, hay indicios consistentes de que especies con alimentación generalista, cosmopolitas, multivoltinas, con elevada plasticidad fenotípica, podrían verse favorecidas por el cambio climático, pudiendo representar un riesgo en el futuro.

Los ecosistemas acuáticos continentales resultarán profundamente afectados por el cambio en el clima. Es previsible que la subida de las temperaturas *per se* y sus efectos indirectos, los cambios en los regímenes de precipitaciones y consecuentemente en los caudales, en las corrientes y la salinidad y/o el aumento en la frecuencia de eventos extremos, provoquen cambios sustanciales en la fenología y distribución de las especies así como en la productividad de los ecosistemas, abriendo el paso a las invasiones biológicas.

Las emisiones de gases de efecto invernadero (principalmente el CO₂), junto con el aumento de la temperatura media global, y la disminución de la salinidad, darán lugar a una cascada de cambios en los ecosistemas marinos afectando a muchas propiedades ecológicas e interactuando con las especies exóticas de dos maneras: 1) directamente, alterando las condiciones físico-químicas (principalmente la temperatura, pero también aquellas relacionados con las características oceanográficas), y 2) indirectamente, contribuyendo a cambiar las pautas de las nuevas comunidades. El efecto más comúnmente previsto del calentamiento global de los océanos es un desplazamiento hacia los polos en

los límites de distribución de las especies asociado con un reemplazo de las especies de aguas frías por especies de aguas cálidas.

Las invasiones biológicas conjuntamente con el cambio climático pueden implicar la inmigración de especies no deseadas como son los patógenos o las enfermedades. Las enfermedades infecciosas de transmisión vectorial son altamente susceptibles a una combinación de factores climáticos y ecológicos por la cantidad de componentes que existen en el ciclo de transmisión, así como su interacción con el ambiente externo. Si el cambio climático afecta a uno o más componentes en el ciclo de transmisión, podría suceder que estas enfermedades viesan incrementada su área de distribución.

Es evidente que el cambio climático tendrá un impacto positivo en la presión de propágulos y que podemos esperarnos que muchas especies nuevas entren a formar parte de un grupo muy amplio de posibles nuevos invasores. Los efectos del cambio climático pueden afectar de forma indirecta a las probabilidades de invasión alterando los patrones que gobiernan las vías de entrada y los vectores o generando patrones nuevos. Se esperan, por ejemplo, cambios a gran escala en la distribución geográfica de la producción agrícola y forestal debido a cambios en el clima; por lo tanto, el origen de los productos y sus vías de transporte pueden cambiar. Esto permitirá una nueva colección de posibles invasores asociados/usuarios de cada ruta de transporte. Además, es posible que la invasibilidad de los agroecosistemas vulnerables a las especies exóticas pueda variar como resultado de los cambios en la vegetación en respuesta a un clima más cálido y seco. Por otra parte, las temperaturas más elevadas y los inviernos más suaves crearán condiciones oportunas para la cría en instalaciones al aire libre de especies exóticas de aguas más calidas. En caso de escape, las especies exóticas podrían encontrar en el medio natural (alterado por los efectos del cambio climático) condiciones favorables para establecerse. Así mismo la escasez de agua por el clima más árido podría generar la necesidad de incrementar el número de infraestructuras (embalses) y modificar la red hidrográfica (canalizaciones) para garantizar una mayor disponibilidad de este recurso.

Aún siendo patente que abordar el problema las EEI en el presente es imprescindible para evitar mayores daños en el futuro, se plantea, de cara a la gestión del problema, la necesidad de comprender con mayor precisión el conjunto de factores y variables implicadas así como su interrelaciones y funcionamiento.

Se recomienda por tanto potenciar la investigación científica a) incluyendo el estudio de las interrelaciones entre EEI y cambio climático entre los objetivos y prioridades de la política de investigación en España; b) promoviendo y financiando programas de investigación fundamental y aplicada sobre este tema a corto y medio plazo; y c) incentivando la cooperación entre grupos de investigación a nivel nacional e internacional.

Introducción

Los cambios climáticos no son un fenómeno nuevo en la historia de la Tierra pues ésta ha sido objeto de varias sucesiones de glaciaciones y períodos interglaciares, impulsadas por la variabilidad natural (Houghton *et al.* 1996; Paillard 1998 y 2001). Los cambios climáticos, en combinación con los factores abióticos y bióticos (por ejemplo, el medio físico, las interacciones bióticas, etc.), junto con la accesibilidad de una zona para la dispersión de las especies y la adaptabilidad de las mismas a las nuevas condiciones, afectó a la distribución geográfica de la flora y la fauna del planeta (Soberón & Peterson 2005).

Sin embargo, las perturbaciones de origen antrópico (p.ej. emisiones de contaminantes, cambios en el uso de la tierra, etc.) están alterando el clima llevando a una situación que supera los límites de la variabilidad natural y que está produciendo el fenómeno más rápido de calentamiento global jamás registrado en la

historia del planeta (Karl & Trenberth 2003; Huntley 2007).

El Grupo de Trabajo I del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC 2007), declaró en su Cuarto Informe de Evaluación que "*el calentamiento climático es innegable*", atribuyéndolo, sobre la base de un mayor nivel de probabilidad en comparación con el adoptado en el informe anterior (> 90% de probabilidades *vs* > 66%), al aumento observado en las concentraciones antropogénicas de gases de efecto invernadero desde mediados del siglo XX. Las pruebas tangibles de los cambios climáticos son "*el incremento promedio global de las temperaturas del aire y los océanos, el derretimiento generalizado de nieve y hielo así como el aumento del nivel medio del mar*". Además, el informe advierte que "*un ritmo de emisiones de gases de efecto invernadero igual o superior al actual provocaría un mayor calentamiento así como muchos cambios en el sistema climático global durante el siglo XXI y*

que sería muy probablemente (> 90% de probabilidad) mayor que los observados durante el siglo XX".

Los datos son abrumadores. El calentamiento promedio de la superficie del planeta se ha incrementado una media de 0,74 °C, acelerándose a partir de la década de los 70. Durante el último siglo el calentamiento promedio en Europa ha sido de 1 °C y en España entre 1,2 y 1,5 °C (Abanades García *et al.* 2007).

Las proyecciones estimadas de la **temperatura media** a lo largo del siglo XXI para España, apuntan a un incremento progresivo y más acusado a partir de mediados de siglo en el caso de los escenarios de emisiones globales más altas (dependiendo del escenario se registran diferencias en las proyecciones para el último tercio de siglo). El promedio de calentamiento varía dependiendo de la región, siendo más elevado en verano que en invierno (en este último caso más uniforme). Para el último tercio de siglo la diferencia entre el calentamiento proyectado en los dos escenarios extremos (emisiones bajas y altas) es de 3 °C. Según las proyecciones, el calentamiento tendería a ser algo mayor en la mitad sur de la Península en primavera, mientras que en verano y otoño sería más alto en las regiones del interior que en las áreas costeras. En las temperaturas diarias se registraría una mayor oscilación térmica aunque su magnitud cambia dependiendo del escenario. Dicha tendencia sería más suave en invierno en todas las regiones y más acusada en primavera en la mitad sur y en verano en el interior (Abanades García *et al.* 2007).

Las proyecciones relativas a los datos de **precipitación anual** apuntan a una tendencia progresiva a la disminución (cuya magnitud depende del escenario) más marcada en el último tercio de siglo. En ese período podrían producirse reducciones del promedio de precipitaciones cuantificadas en un 25% en las regiones de la mitad norte y de un 30% en el tercio sur peninsular (escenario más pesimista) contra un 15% y un 20% respectivamente en el caso del escenario más optimista (Abanades García *et al.* 2007).

Según las proyecciones, la intensidad de los **vientos** no sufriría cambios relevantes; habría una disminución de la nubosidad y una reducción de los valores medios estacionales de humedad relativa (Abanades García *et al.* 2007).

Por otro lado, las proyecciones señalan que habrá un incremento en la intensidad y frecuencia de eventos extremos, como olas de calor en todas las regiones y un cambio en la frecuencia de los eventos extremos de lluvia.

Este incremento es significativamente mayor en el caso de los escenarios más pesimistas (Abanades García *et al.* 2007).

Teniendo en cuenta la complejidad del sistema climático y de las interacciones entre los elementos que lo componen, hay que esperarse una **reorganización** (inducida por el hombre) **de los factores abióticos** como el sistema océano-atmósfera, ciclos químicos (carbono, por ejemplo), las precipitaciones, los patrones de viento, etc., así como **bióticos** en los ecosistemas marino, de aguas continentales y terrestre.

La influencia del cambio climático sobre la biodiversidad no es cuestionable. Las **respuestas de las especies a los cambios climáticos en el pasado** están acreditadas por el registro fósil que pone de relieve la respuesta espacial (cambios en los patrones de distribución) como una de las consecuencias más importantes. La variación genética y la adaptabilidad fueron factores clave para determinar la magnitud del desplazamiento de las especies y su supervivencia o extinción (Huntley 2007).

Huntley (2007) propone un enfoque jerárquico basado en escalas espaciales y temporales con el fin de comprender la magnitud de las respuestas de las especies al cambio climático clasificándolas de la siguiente manera: **comportamentales, relativas a las dinámicas de las poblaciones, de adaptación genética, espaciales y macro-evolutivas**. Sin embargo, según el mismo autor, a la hora de analizar o predecir los efectos del cambio climático sobre la distribución de las especies actuales se debe tener en cuenta el carácter individualista de las respuestas, ya que, en última instancia, podría afectar todo el ecosistema a través de cambios cuantitativos y cualitativos en la estructura y composición de las comunidades, con el riesgo añadido de un efecto en cascada.

Las consecuencias del actual cambio climático sobre la biodiversidad ya se están produciendo (Usher 2005; Alcamo *et al.* 2007), como son, por ejemplo, los cambios en la fenología y distribución de animales y plantas asociados a los patrones de temperatura inducidos por el hombre (Walther *et al.* 2002; Root *et al.* 2005). En un estudio sobre mariposas no migratorias de Gran Bretaña, Warren *et al.* (2001) encontraron que las especies móviles y generalistas habían expandido su área de distribución en las tres últimas décadas en consonancia con una explicación relacionada con factores climáticos. Parmesan & Yohe (2003) detectaron una clara huella del clima en los cambios espaciales y temporales de 279 especies. Las observaciones

realizadas a través de una red sistemática de un conjunto de datos fenológicos (más de 100.000 series de observaciones para 542 especies de plantas) en 21 países europeos para el período 1971-2000 han evidenciado pruebas de un adelantamiento temporal en la foliación, floración y fructificación de plantas silvestres europeas (Menzel *et al.* 2006). En Gran Bretaña, Hickling *et al.* (2006) informan del cambio en la distribución de 327/329 especies pertenecientes a 16 diferentes taxones de fauna. Pruebas concluyentes de los efectos cambio climático en las especies migratorias (cambios temporales y espaciales, cambios en la distribución de las presas, cambios en la temporalización de los ciclos vitales, cambios en el éxito reproductivo, etc.) son proporcionadas por Robinson *et al.* (2005).

En Europa dos evaluaciones sobre flora y fauna (anfibios y reptiles) bajo diferentes escenarios de cambio climático han puesto de manifiesto la importancia de la **dispersión** a la hora evitar una contracción de sus áreas de distribución o el riesgo de convertirse en especies en grave peligro de extinción (Thuiller *et al.* 2005a; Araújo *et al.* 2006).

La riqueza de especies de agua dulce de los sistemas continentales será dominada por los regímenes de sequías dándose, bajo la proyección de diferentes escenarios, un aumento en el norte de Europa y una disminución en el Sur-Oeste del continente (Alcamo *et al.* 2007).

Recientes investigaciones sobre los efectos del cambio climático en los ecosistemas marinos

informan de la disminución de la cubierta de hielo en los mares del norte, del desplazamiento espacial Sur-Norte de poblaciones sureñas que sustituyen a las especies norteñas, y de temperaturas excepcionalmente altas en las aguas marinas europeas (con la excepción de la Mar Negro) (Philippart *et al.* 2007). Los cambios de temperatura o en el *inflow* han sido particularmente nocivos para los ecosistemas de los mares cerrados (por ejemplo, alteración en la composición del plancton y en la cadena trófica en el Mediterráneo occidental, el incremento de especies termófilas de ictiofauna en el Mar Adriático, etc.), que han sufrido un mayor impacto que los mares abiertos (Dulcic & Grbec 2000; Molinero *et al.* 2005; Philippart *et al.* 2007).

Los esfuerzos actuales en la investigación están dedicados a comprender y predecir cómo el cambio climático afectará la biodiversidad bajo diferentes escenarios a fin de desarrollar estrategias orientadas a la gestión de la vida silvestre y sus hábitats. Sin embargo, no es una tarea fácil debido a la dificultad para predecir las respuestas (que son individualistas) de las especies (Huntley 2007) y a la complejidad de las interacciones entre los efectos del cambio climático con otros elementos del cambio global (cambios en el uso del suelo, en la composición atmósfera, en la deposición de nitrógeno, etc.), que están afectando a la distribución de especies autóctonas, a la dinámica de los ecosistemas, así como a las especies alóctonas (Dukes & Mooney 1999).

1. ECOSISTEMAS TERRESTRES

1.1. PLANTAS

Hay un consenso general de que el cambio climático favorecerá las EEI, dando lugar a nuevas invasiones y facilitando la propagación de las EEI ya establecidas (Thuiller *et al.* 2007). Los cambios de temperatura pueden perjudicar a las especies nativas, disminuyendo la resistencia de las comunidades naturales a las invasiones. Asimismo, el aumento de factores de perturbación, tales como los incendios (consecuencia directa del cambio climático, por ejemplo, debido a la reducción de las precipitaciones), podría beneficiar a las especies exóticas frente a las nativas (Myers *et al.* 2004; Griegulis *et al.* 2005).

Predecir el impacto del cambio climático sobre las plantas exóticas no es nada fácil, pues dependerá de los rasgos biológicos propios de cada especie que determinan sus respuestas a estímulos diferentes (por ejemplo, a las

concentraciones de nitrógeno y de dióxido de carbono, temperatura, humedad, etc.), de la susceptibilidad a la invasión del ecosistema receptor, y de la vulnerabilidad de las especies nativas debida al cambio climático (Dukes & Mooney 1999; Myers *et al.* 2004; Thuiller *et al.* 2007).

Aunque la investigación ha avanzado en la comprensión de los atributos de las plantas alóctonas que invaden con éxito, de la vulnerabilidad a las invasiones de las comunidades vegetales, de las interacciones entre la compatibilidad del hábitat y la presión del propágulo, del tiempo de residencia, etc., la enorme complejidad de estos factores determinantes (Rejmánek *et al.* 2005) y las incertidumbres todavía existentes influyen en nuestra capacidad de predecir si una EEI podrá convertirse en invasora y su impacto potencial.

Por lo tanto, es intuitivo que las nuevas variables introducidas por el cambio climático obstaculizan el avance en el logro de predicciones precisas para las EEI.

El cambio climático podría afectar a la dinámica de las invasiones de plantas de dos maneras diferentes:

a) causando alteraciones en los ecosistemas nativos que permiten el establecimiento y propagación de plantas exóticas invasoras [los cambios de temperatura, precipitación, humedad, nivel de CO₂ y la deposición de nitrógeno, podrían actuar como factores de selección (positiva o negativa) sobre las plantas desequilibrando los ecosistemas por alterar las relaciones de dominancia así como por las interacciones entre especies (a todos los niveles), y con el medio ambiente], y

b) favoreciendo los rasgos biológicos individuales de EEI concretas.

El cambio climático podría afectar a las comunidades nativas limitando o beneficiando ciertas especies y alterando las relaciones interespecíficas a todos los niveles. **La pérdida de especies clave o grupos funcionales de plantas podría influenciar profundamente el grado de vulnerabilidad de las comunidades nativas a las invasiones** (Zavaleta & Hulvey 2004). Además, estos cambios podrían ser muy perjudiciales pudiendo generar procesos de retroalimentación sobre los ecosistemas.

Los efectos del cambio climático han sido proyectados para predecir la distribución de 1.350 especies de plantas europeas a finales del siglo XXI. Los resultados muestran que el peor escenario podría conducir a una pérdida media del 42% de especies, junto con un “recambio” del 63% (Thuiller *et al.* 2005a), lo que hace previsible profundas alteraciones en las comunidades y los ecosistemas.

Ya que el cambio climático implica la generación de nuevas condiciones en los ecosistemas nativos debidas a las variaciones en el régimen de perturbaciones (Pickett & White 1985), es muy probable que pueda proporcionar condiciones favorables para el establecimiento y propagación de especies exóticas ya sean nuevas o ya establecidas aunque en estado de latencia (Walther *et al.* 2002; Thuiller *et al.* 2007).

Así, en relación con las invasiones biológicas, es evidente que **tanto el cambio climático por sí mismo, como en combinación con otros factores del cambio global** (cambios en el uso del suelo y los cambios bióticos) **tiene un efecto potencial para desencadenar los**

procesos de invasión (Mooney & Hobbs 2000; Thuiller *et al.* 2007).

La adaptabilidad de las EEI a las nuevas condiciones ambientales es un factor clave en el éxito o el fracaso de una invasión. En este contexto, el cambio climático implica varios aspectos que tienen una fuerza selectiva para las características de las plantas, como por ejemplo, el aumento de las temperaturas, los cambios en los patrones de las precipitaciones y de la evapotranspiración, y el aumento de CO₂ (Barrett 2000).

La **respuesta** de las especies vegetales al incremento de las temperaturas parece ser principalmente fenológica en comparación con las especies animales para los cuales los cambios en su distribución han sido claramente detectados (Parmesan & Yohe 2003; Hickling *et al.* 2006; Parmesan 2006; Thuiller *et al.* 2007). Sin embargo, en literatura se encuentran algunas excepciones. La colonización desde el sur de 77 nuevos líquenes epífitos, y el aumento en la abundancia de la combinación de especies de líquenes terrestres y epífitas, entre 1979 y 2001, es reportada por Van Herk *et al.* (2002). La propagación de las especies de arbustos en la tundra es reportado por Sturm *et al.* (2005). Numerosos estudios en países europeos sobre los recientes cambios debidos al clima en la vegetación han sido reportados por Klötzli & Walther (1999). Movimientos de la línea de árboles hacia el norte se han registrado en Suecia (Kullman 2000 y 2001) y Rusia (Meshinev *et al.* 2000; Moiseev & Shiyatov 2003). Sin embargo, Thuiller *et al.* (2007) apuntan a una mayor lentitud en los cambios de distribución de las plantas que de los animales.

Pruebas de cambios fenológicos han sido proporcionadas por Menzel *et al.* (2006). A través de un análisis de las medias de 254 series temporales nacionales realizado en 21 países europeos, los autores concluyeron que las temperaturas de los meses anteriores influyen la fenología de las especies (adelantamiento medio de la primavera/verano de 2,5 días °C⁻¹, la demora en el amarillamiento de las hojas y la caída de 1,0 días °C⁻¹). Se encontró además una correlación significativa para 19 países entre los cambios observados en la primavera y el calentamiento medido en cada país.

Una estación de crecimiento más larga podría influir en la **capacidad reproductiva** de las especies (aumento de la producción de semillas y biomasa) y el aumento de temperaturas podría mejorar la **fertilidad** de las plantas, dando como resultado poblaciones de mayor tamaño. Las plantas invasoras polinizadas por animales podrían beneficiarse de esta situación,

mostrando un aumento en la producción de frutos y semillas debido a la mayor actividad de los insectos por las temperaturas más altas y la ampliación del período de verano (Barrett 2000). Sin embargo, la creciente asincronía en los sistemas depredador-presa e insecto-planta causada por los cambios en las respuestas fenológicas entre especies que interactúan podría tener efectos perjudiciales (Parmesan 2006).

Se ha encontrado que la temperatura (temperatura mínima) y la duración de la estación de crecimiento controlan la distribución de dos plantas invasoras en el NW de Europa: las dos variables son importantes en el caso de *Fallopia japonica* (Reynoutria), mientras que sólo la longitud de la estación de crecimiento es relevante para *Impatiens glandulifera* (Bálsamo del Himalaya) (Beerling 1993). Sin embargo, el autor sugiere que las interacciones ecológicas podrían tener un papel importante que ha de tenerse en cuenta en este tipo de análisis.

De igual manera, Walter *et al.* (2007) sugieren que la mayor presencia de la palmera *Trachycarpus fortunei* en Europa, pero más expandida en otros países (Australia, Japón, Nueva Zelanda y Estados Unidos), debe ser considerada como la primera etapa de una posible invasión impulsada por los cambios en la temperatura del invierno y la duración de la temporada de crecimiento, lo que indica también que las palmeras en general son un buen indicador global de las condiciones más cálidas.

Un reciente análisis llevado a cabo en 246 viveros comerciales de Europa comparando el área de distribución natural de 357 especies autóctonas con el área de distribución comercial, ha puesto en evidencia que muchas de ellas sobreviven 1000 kilómetros más al norte de su área de distribución natural (Van der Veken *et al.* 2008). De las 534 especies ornamentales comercializadas en Gran Bretaña durante el siglo XIX examinadas por Dehnen-Schmutz *et al.* (2007), el 27% fueron halladas posteriormente fuera de cultivo, y el 30% de éstos habían establecido poblaciones.

Las plantas acuáticas invasoras podrían beneficiarse de la creciente estacionalidad y del aumento más marcado los ciclos húmedos y secos. Menos heladas en invierno y las fluctuaciones en los niveles de agua pueden provocar la expansión de EEI como el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), una invasión que podría ser exacerbada por la introducción de plantas resistentes a las heladas producidas en la actualidad en Holanda para el comercio (PlantLife 2005). Además, un clima más

templado podría causar una explosión en la actividad sexual del jacinto de agua -cuya reproducción en las áreas invadidas ocurre generalmente por propagación clonal, un rasgo común en plantas acuáticas- dando lugar a una mayor variabilidad genética que podría aumentar la resistencia de esta especie (Barrett 2000).

Con **veranos más calidos y secos**, es probable que aumenten las floraciones de algas, como *Hydrodictyon reticulatum* – una especie que se ha extendido durante los últimos 15 años debido a cambios en la estacionalidad y de bajo caudal de los ríos – o *Cladophora glomerata*, en los cuerpos de agua del Reino Unido (PlantLife 2005).

Por medio de proyecciones de simulación de la dinámica de la vegetación, incluidas las plantas invasoras (tipos: vegetación arbórea y herbácea) para comprobar cómo el cambio climático podría promover las invasiones biológicas en las islas del Mediterráneo, Gritti *et al.* (2006) encontraron que el efecto del cambio climático por sí sólo puede ser importante en la mayoría de los ecosistemas analizados, pero destacaron la importancia de su interacción con el CO₂. Las invasiones resultaron altamente dependientes de la composición inicial de los ecosistemas y las condiciones locales del medio, siendo **la tasa de perturbaciones en el ecosistema** el principal factor que controla la susceptibilidad a las invasiones en el corto plazo. En general, los modelos muestran que:

- 1) diferentes elementos pueden actuar en combinación (Zavaleta & Royval 2002; Gritti *et al.* 2006);
- 2) es probable que los efectos del cambio climático puedan producir alteraciones graves en las comunidades nativas pudiendo conllevar cambios en su composición, estructura y funciones, y abriendo el camino a las especies oportunistas (Thuiller *et al.* 2007);
- 3) la simulación de los impactos negativos de cambio climático en los ecosistemas nativos apuntan a que puedan facilitar las invasiones (Thuiller *et al.* 2007).

Sin embargo, hay que destacar **la importancia de la respuesta individualista de las especies** a los cambios del medio, y por consecuencia, sobre todo en el caso de las EEI, la importancia de producir predicciones **especie por especie**.

Respuestas al aumento en [CO₂]:

Es difícil predecir los efectos de las mayores concentraciones de dióxido de carbono sin tener en cuenta las especies y la comunidad en que viven (Dukes 2000) (ver fig.1). Las plantas

invasoras cultivadas individualmente responden positivamente a altos niveles de CO₂ (de manera más eficiente las que utilizan la vía fotosintética C₃ en comparación con aquellas que utilizan las vías C₄ y CAM), pero su respuesta cambia en presencia de otras especies (Dukes 2000). Entre las plantas que utilizan la vía C₃, las especies en simbiosis con **microorganismos fijadores de nitrógeno** responden muy bien a elevadas concentraciones de CO₂ en ambas condiciones. Sin embargo, las respuestas de las especies nativas e invasoras del mismo tipo no son estadísticamente diferentes en ambientes libres de competencia (Dukes 2000).

Los experimentos realizados por Potvin y Vasseur (1997) y Vasseur y Potvin (1998) en las comunidades vegetales de praderas indican que la persistencia de las especies de la primera fase de la sucesión (como muchas plantas

invasoras son) en una comunidad se ve favorecida por el aumento de la concentración de CO₂ que retarda el proceso de sucesión.

Por separado, las plantas C₃ responden más positivamente que las C₄, pero las respuestas de las especies cambian en comunidades mixtas C₃-C₄ dependiendo de otros factores, por ejemplo, el agua, los nutrientes y la disponibilidad de luz, la temperatura, la eficiencia de las especies en el uso de los recursos, etc. haciendo difícil la predicción de qué especies serán las más favorecidas (Dukes 2000). La manera de responder de las plantas a elevadas concentraciones de CO₂ puede producir cambios en los ecosistemas dando ventajas a algunas especies sobre otras y aumentando la probabilidad de invasiones.

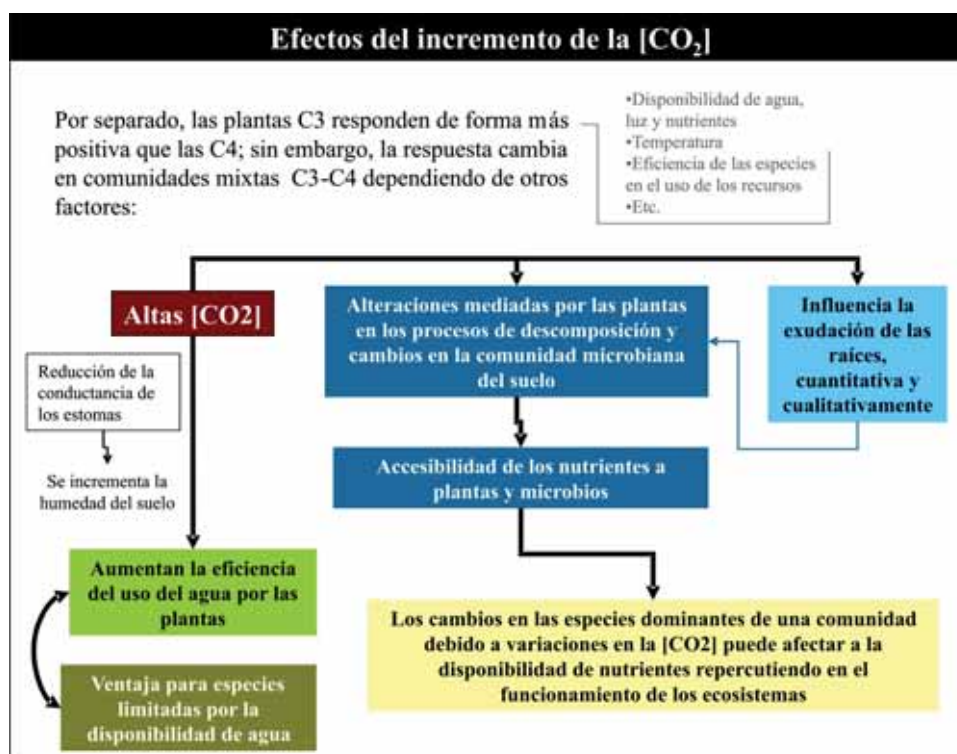


Figura 1. Efectos del incremento de la concentración de CO₂ en las plantas.

La eficiencia en el uso del agua de las plantas aumenta con altas concentraciones de CO₂, debido a la reducción de la conductancia estomática, incrementando como consecuencia la humedad del suelo. Esto podría constituir una ventaja para especies limitadas por la disponibilidad de agua (Dukes 2000). Las respuestas de las plantas para reducir la evapotranspiración podrían ser: a) una disminución en la tasa de reducción de la humedad del suelo que podría extender el período de crecimiento en los climas secos, o b)

una tasa similar de reducción de la humedad del suelo, pero un aumento de la producción de biomasa por unidad de agua transpirada (Kriticos *et al.* 2003).

Elevadas concentraciones de CO₂ pueden inducir alteraciones mediadas por las plantas en los procesos de descomposición y los cambios en la comunidad microbiana del suelo (Dukes 2000; Kao-Kniffin & Balser 2007). Las alteraciones en la descomposición de la hojarasca pueden influir en la **accesibilidad de**

los **nutrientes** a las plantas y los microbios (Dukes 2000). Además, como la concentración de CO₂ atmosférico influye la exudación de las raíces cuantitativa y cualitativamente (Paterson *et al.* 1996; Pendall *et al.* 2004), es probable que los cambios en estos patrones influyan en la actividad y la composición de las comunidades microbianas (Kao-Kniffin & Balser 2007).

Las alteraciones en la disponibilidad de nutrientes pueden depender en gran medida de las especies que componen una comunidad debido a la diferencia en las respuestas de las plantas a las concentraciones de CO₂ (Hungate *et al.* 1996), además de las de N y a las variaciones en las propiedades del subsuelo (Kao-Kniffin & Balser 2007).

Así, es evidente que el cambio en las especies dominantes dentro de una comunidad debido a variaciones en la concentración de los niveles de CO₂ (por ejemplo, plantas de crecimiento rápido C3 combinado con la gran biomasa subterránea de muchas invasoras clonales dominantes) podría afectar a la disponibilidad de nutrientes

(Dukes 2000) y cambiar las propiedades del subsuelo repercutiendo en el funcionamiento del ecosistema (Kao-Kniffin & Balser 2007).

Incendios

El calentamiento climático y las condiciones más secas previstas podrían prolongar las sequías y aumentar el riesgo de incendios (Alcamo *et al.* 2007). Las interacciones entre los cambios de vegetación de los bosques, el clima y los incendios han sido exploradas bajo los escenarios del cambio climático para el siglo XXI en Suiza. Los resultados indican cambios en la vegetación, cambios en la distribución de la biomasa, aumento de la sequía en el verano y altísima probabilidad de incendios, sugiriendo la importancia incluir las perturbaciones por incendios en la investigación sobre la dinámica del paisaje (Schumacher & Bugmann 2006). Por lo tanto, teniendo en cuenta que la combinación del aumento de temperatura y CO₂, estimula el crecimiento de las plantas y la acumulación de hojarasca, es muy probable un aumento en la frecuencia de los incendios (Dukes 2000).



Figura 2. Ciclo de retroalimentación positiva entre los incendios y las invasiones biológicas.

Los **cambios de los regímenes del fuego** junto con la pérdida de plantas nativas genera oportunidades para nuevas especies (entre ellas las EEI) de colonizar y ser dominantes en una nueva área, estableciendo un mecanismo de retroalimentación positivo (ver fig. 2) entre las EEI y el ciclo del fuego, donde las plantas invasoras cambian los regímenes del fuego y prosperan en las nuevas condiciones (D'Antonio 2000, Brooks *et al.* 2004). Un modelo multifásico que describe los mecanismos subyacentes a las interacciones entre el ciclo del fuego y las plantas invasoras ha sido

ampliamente descrito por Brooks *et al.* (2004) mostrando de forma patente el riesgo que entrañan para la conservación de la biodiversidad nativa y la necesidad de promover medidas de gestión.

La amenaza constituida por este proceso de proalimentación entre las plantas invasoras y el ciclo de fuego ha sido demostrada por Grigulis *et al.* (2005) en la cuenca del Mediterráneo norte (un área de alto riesgo de incendios, véase Alcamo *et al.* 2007) para la gramínea *Ampelodesmos mauritanica*.

Eventos extremos

Otros cambios en la composición y estructura de los ecosistemas pueden ser promovidos por eventos extremos como inundaciones, tormentas, olas de calor, sequías, etc. que actúan como elementos de perturbación, aumentando como consecuencia el riesgo de nuevas invasiones (Alcamo *et al.* 2007; Thuiller *et al.* 2007). En este contexto, las zonas urbanas, donde muchas plantas exóticas invasoras ya se están beneficiando de un clima más favorable (Sukopp & Wurzel 2003), podrían actuar como reservorios de EEI, así como los entornos protegidos como, por ejemplo, los invernaderos (Thuiller *et al.* 2007).

Biocombustibles

Particularmente preocupantes son los **cultivos para biocombustibles** cultivados como una alternativa “verde” a los combustibles fósiles. Su valor ha sido criticado por muchas razones (Low & Booth 2007): a) su cultivo a gran escala causará la fragmentación y la destrucción de hábitats naturales (por ejemplo, la destrucción de la selva tropical para sembrar cultivos de biocombustibles), el agotamiento y la eutrofización de los escasos recursos hídricos y el aumento en el uso de fertilizantes y pesticidas. b) La reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero son mínimas o inexistentes debido a la alta exigencia de energía que tienen (por ejemplo, el maíz como biocombustible en los Estados Unidos). c) La competencia con los cultivos alimentarios para las tierras de cultivo. Por ejemplo, para una sustitución del 10% de la gasolina y el gasóleo se requeriría cultivar el 38% de la superficie actual de las tierras de cultivo en Europa (International Energy Authority 2004). d) Tienen potencial para convertirse en invasoras.

En cuanto al papel de los cultivos de biocombustibles como potenciales invasores, Raghu *et al.* (2006) pusieron de relieve que sus rasgos ideales son comunes a las EEI (por ejemplo, alta eficiencia en el uso del agua, rápido crecimiento para competir otras plantas, etc.). Los autores insisten también en que se han considerado para la producción de biocombustibles EEI, tales como *Arundo donax*, que está catalogado como una de las 100 peores EEI del mundo por la UICN/ISSG, así como *Miscanthus sinensis* y *Panicum virgatum*, que son especies con gran potencial invasor. Para hacer frente a la creciente demanda de plantas para la producción de biocombustibles y

garantizar que las especies propuestas para la introducción sean inocuas, es obligatorio que los análisis de costes y beneficios también incluyan los riesgos y costes medioambientales.

Actualmente, en España, la producción de biomasa se basa principalmente en el cultivo de *Brassica napus* y *Helianthus annuus*, y en menor medida en los cultivos tradicionales. No obstante, en los últimos años se están desarrollando varios programas orientados a investigar la producción de cultivos de alto rendimiento (*Hibiscus cannabinus* y *Helianthus tuberosus*). La situación entraña un grave riesgo medioambiental ya que algunos de los géneros y especies investigadas son invasoras, por ejemplo: *Opuntia ficus-indica*, *Nicotiana glauca*, *Miscanthus* sp., *Festuca arundinacea*, *Sorghum bicolor*, *Brassica carinata*, *Arundo donax*, *Cynara cardunculus*, *Avena strigosa*, *Lolium multiflorum* var *Westerwold*, *Eucalyptus* spp., *Populus* sp, *Paulownia* sp., *Leucaena* sp y *Jatropha curca*. En el marco de estas investigaciones también se están utilizando organismos genéticamente modificados (OGM) para mejorar la productividad de varias especies en términos de productividad energética (Crosti *et al.* 2010).



Figura 3. Imagen de una invasión de *Arundo donax* (Foto GEIB).

1.2. INSECTOS

El tamaño del área ocupada por una especie en un momento dado es determinado por varios factores ecológicos que incluyen la disponibilidad de hábitat, y otros parámetros climáticos ambientales (Cannon 1998). Los insectos están fuertemente influenciados por el clima, especialmente por la temperatura: la duración del ciclo vital, el voltinismo, la densidad de población, el tamaño, la composición genética, etc., pueden variar en respuesta al cambio de temperatura (Bale *et al.* 2002; Ward & Masters 2007). La distribución de muchas especies está limitada por las temperaturas cálidas propias del verano más que por el efecto letal de las temperaturas extremas (Bale *et al.* 2002). Por lo tanto, se espera que los cambios climáticos predecidos tomen parte en la expansión / contracción de las áreas de distribución de los insectos, afectando a su fenología y modificando sus tasas de crecimiento y desarrollo (Bale *et al.* 2002; Ward & Masters 2007).

En el Reino Unido, han comenzado a observarse fuera de los invernaderos agentes de control biológico exóticos para controlar las plagas en estas infraestructuras, como *Macrolophus caliginosus* y *Neoseiulus californicus*. Más de 400 especies de insectos de Australasia, África y Centro y Sur América ya se han establecido en Europa, su mayoría en la región del Mediterráneo (Walther *et al.* 2009).

Se espera que las respuestas de los insectos al cambio climático sean complejas y diversas, dependiendo del ciclo vital del insecto y de la

estrategia de crecimiento planta-huésped (Bale *et al.* 2002). Es posible proponer algunos rasgos que pueden ser importantes para predecir el éxito futuro de las invasiones: especies con alimentación generalista, especies cosmopolitas, especies multivoltinas, plasticidad fenotípica, etc. Las especies que tienen algunas de estas características podrían verse favorecidas por el cambio climático, pudiendo representar un riesgo en el futuro (Ward & Masters 2007).

Sin embargo, en los insectos, los rasgos sólo son un factor determinante para el éxito de una invasión: las oportunidades de colonización, la presión de propágulos, la idoneidad del hábitat (y, por consiguiente, la resistencia biótica) y de la comunidad también desempeñan un papel importante (Simberloff 1989; Williamson 1996; Lockwood *et al.* 2005). Esta es la razón por la cual la investigación sobre las respuestas de las especies invasoras al cambio climático es un desafío para los científicos, ya que el clima afecta al proceso de invasión de diferentes maneras, tanto indirecta como directamente (Ward & Masters 2007).

Por un lado, el cambio climático puede tener un efecto positivo o negativo en cada factor y, por otro, diferentes combinaciones de efectos positivos y negativos pueden producir niveles muy diferentes de éxito en la invasión. Con el fin de evaluar el impacto del cambio climático sobre las invasiones de insectos, Ward & Masters (2007) señalan la necesidad de examinar cada uno de estos factores (ver fig. 4):

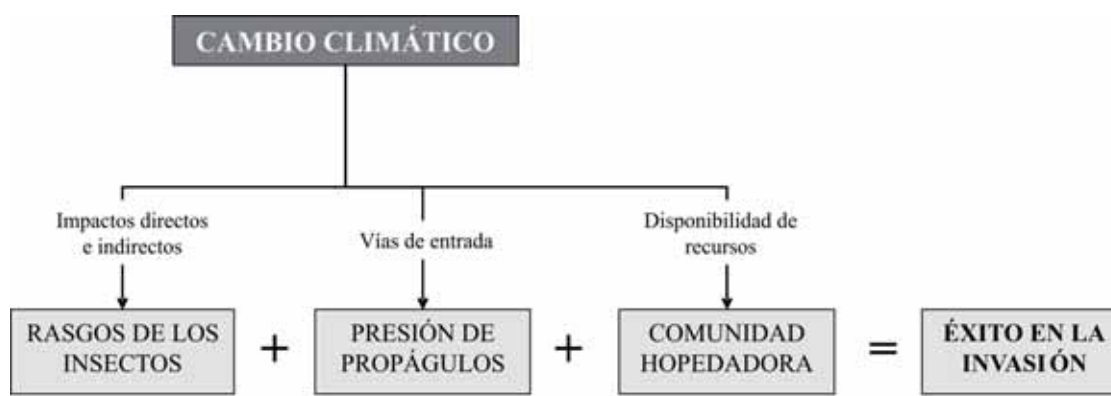


Figura 4. Mecanismos a través de los que el clima afecta al proceso de invasión de insectos (Modificado de Ward & Masters 2007).

1.2.A. Rasgos de los insectos

A1. Amplitud de la dieta (espectro alimenticio)

La amplitud de la dieta ha sido a menudo relacionada con el éxito de la invasión de

insectos. **Especies generalistas** (insectos herbívoros que se alimentan de una gran variedad de especies) tienen una mayor probabilidad de encontrar una planta huésped idónea frente a aquellas especializadas y

limitadas a uno o un pequeño número de plantas huéspedes (Ward & Masters 2007). Presumiblemente, con un clima cambiante, los especialistas tenderán a desplazarse hacia los polos, y quedándose con su especie huésped para sobrevivir (Andrew & Hughes 2004).

Del mismo modo, con el cambio climático también se espera que las **especies cosmopolitas** (especies que tienen un amplio rango de huéspedes y especies que se encuentran a más latitudes) puedan ser bastante resistentes a los cambios climáticos locales y a los cambios en la distribución de sus plantas hospedadoras, siendo más probable que sigan encontrando plantas hospedadoras adecuadas (Andrew & Hughes 2004). Asimismo, Bale *et al.* (2002) señalan que las especies que actualmente se distribuyen en una amplia gama de latitudes, ya se encuentran con variaciones de temperatura considerables y están, en cierto sentido, pre-adaptadas para hacer frente a los cambios de temperatura. Estas especies sobrevivirán *in situ* y/o podrían desplazarse junto con la planta hospedadora y expandir potencialmente su área de distribución (Andrew & Hughes 2004). Esto podría ser especialmente cierto si el actual área de distribución de las plantas hospedadoras incluyera plantas de mala calidad (Ward & Masters 2007).

A pesar de ello, hay que tener en cuenta que las crecientes [CO₂] incrementan las tasas de C:N en las plantas (Harrington *et al.* 2001), reduciendo inevitablemente el valor nutritivo de las plantas hospedadoras (Cannon 1998). Aunque los insectos generalistas pueden tener una gama más amplia de plantas para alimentarse, podrían ser menos capaces que los especialistas a la hora de hacer frente a una reducción general de nitrógeno y a las crecientes concentraciones de compuestos fenólicos, bajo los efectos previstos de un enriquecimiento en CO₂ (Ward & Masters 2007). En este caso, los insectos deben alimentarse más para obtener la aportación adecuada de nitrógeno diario necesario para su dieta (Harrington *et al.* 2001). Sin embargo, en muchos casos parece que la mayor aportación de alimento no compensa totalmente la reducción en la calidad de la dieta (Harrington *et al.* 2001). Esto podría ser una desventaja para algunos grupos de insectos (por ejemplo, los áfidos) que podrían no responder positivamente a la alimentación de compensación (Ward & Masters 2007).

A2. Plasticidad fenológica

La mayoría de los insectos herbívoros dependen de una estrecha sincronía con su planta hospedadora para completar con éxito su ciclo de vida. Habitualmente hay periodos clave

durante los cuales la planta es apropiada para ser consumida por la especie (Ward & Masters 2007). Las pruebas del adelantamiento primaveral de eventos fenológicos (brotación y floración), se están acumulando para muchas especies y se ha relacionado con el cambio climático (Fitter & Fitter 2002). Se espera que los cambios en la temporalización de estos eventos sean cada vez más marcados junto con el cambio climático. Por ello, el **desacoplamiento fenológico** esperable por cambios en el clima tendrá diferentes impactos sobre los insectos y sus plantas hospedadoras. Esto será desfavorable para las especies herbívoras, tales como *Lymantria dispar*, que están vinculadas a ventanas fenológicas específicas (Ward & Masters 2007). Así, la **sincronía fenológica** de una EEI con su planta hospedadora en un nuevo lugar puede constituir un beneficio para el invasor (Ward & Masters 2007).

Con el cambio climático, las primaveras se adelantan esperándose, por tanto, que la estación de crecimiento se alargue. Este hecho será positivo para las **especies multivoltinas**, ya que podrían ser capaces de producir un mayor número de generaciones en un ciclo anual (Ward & Masters 2007). Una temporada de crecimiento más larga hace posible también que un mayor número de especies se alimenten de un único huésped.

Resumiendo, la plasticidad fenológica de las especies alóctonas que no dependen de un estricto acoplamiento fenológico con las plantas hospedadoras (incluidas las especies multivoltinas), o aquellas que responderán de forma similar a su planta hospedadora, serán invasoras más eficientes (Ward & Masters 2007).

A3. Estrategia del ciclo vital

Para los insectos herbívoros, la capacidad de completar su ciclo de vida representa una adaptación exitosa a su planta hospedadora y a las condiciones climáticas del entorno en el que se encuentran (Bale *et al.* 2002). El clima puede actuar directamente sobre los insectos, ya sea como un factor de mortalidad o determinando su tasa de crecimiento y desarrollo.

Muchos investigadores han pronosticado que las temperaturas en aumento favorecerán la supervivencia durante el invierno y un incremento cada vez mayor del número de generaciones por año, aumentando así la presión de las plagas (Simberloff 2000). Dentro de un rango de temperaturas favorables, la elevación de la temperatura aumenta la velocidad de desarrollo durante la fase de crecimiento (no obstante, la tasa de incremento difiere entre

especies) (Bale *et al.* 2002). En las zonas donde las temperaturas que afectan a los procesos fisiológicos tienden a ser inferiores a los óptimos para las especies durante la mayoría del año, es de esperarse que los aumentos de temperatura aceleren estos procesos y permitan un desarrollo más rápido, más generaciones en una temporada, más movimiento y una reducción en la mortalidad debida a factores abióticos (Harrington *et al.* 2001). En el caso de las especies multivoltinas, temperaturas más elevadas podrían, si todo lo demás sigue sin variar, permitir tiempos de desarrollo más rápidos, y posiblemente generaciones anuales adicionales (Ward & Masters 2007).

El conocimiento de la biología relacionada con la tolerancia al frío y la forma de superar los inviernos de especies herbívoras potencialmente invasoras podría proporcionar indicaciones útiles para saber si es posible su supervivencia en nuevas ubicaciones (Bale & Walters 2001; Ward & Masters 2007). Desafortunadamente, para la gran mayoría de los posibles insectos herbívoros invasores falta información tan detallada (Ward & Masters 2007). En general, las especies autóctonas que son limitadas por el clima (por ejemplo, sus propágulos mueren o no se reproducen), o cuya distribución está restringida por el clima, sobrevivirán y/o se propagarán con temperaturas más adecuadas (Simberloff 2000).

Por ejemplo, Battisti *et al.* (2005) observaron una expansión latitudinal y altitudinal de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*); en los últimos 32 años, *T. pityocampa* se ha expandido 87 kilómetros al norte de su área de distribución en Francia y 110-230 m en su límite superior de altitud en Italia. Vinculando experimentalmente la temperatura invernal, la actividad de alimentación y la supervivencia de las larvas de *T. pityocampa*, los autores atribuyeron la expansión a un aumento en la supervivencia invernal debido a la tendencia al calentamiento de las últimas tres décadas.

Por otra parte, existen pruebas evidentes acerca de **nuevas invasiones de insectos migratorios** como consecuencia de la subida de temperaturas. Por ejemplo, Sparks *et al.* (2007) apuntan que el número de especies migratorias de lepidópteros (mariposas y polillas) observadas cada año en una localidad al sur del Reino Unido ha ido en constante aumento. Los autores encontraron que esta cifra está muy estrechamente relacionada con el aumento de las temperaturas en el SW de Europa y señalan que el incremento del calentamiento climático en este continente hará aumentar el número de

invasiones de lepidópteros migratorios en el Reino Unido.

La mayoría de especies de zonas templadas tienen alguna forma de **diapausa** invernal. En las especies univoltinas, la diapausa es una parte obligatoria del ciclo de vida anual, mientras que es facultativa en las especies multivoltinas en las cuales la diapausa se puede desencadenar en respuesta a factores bióticos o abióticos (Bale *et al.* 2002; Ward & Masters 2007). La identidad de estos desencadenantes podría determinar la respuesta de los insectos al cambio climático (Ward & Masters 2007).

Las especies sensibles a las heladas que no tienen diapausa y las que son capaces de pasar el invierno en su etapa activa, muestran un aumento en la supervivencia invernal en los inviernos más cálidos. Es de esperar que las densidades poblacionales de estas especies se incrementen así como que sus áreas de distribución geográfica se amplíen a altitudes y latitudes más elevadas, en respuesta al aumento de las temperaturas medias (Bale *et al.* 2002).

Por medio del análisis de la bibliografía existente, viendo las tasas de crecimiento relativo y los requisitos de la diapausa de un conjunto de insectos herbívoros, Bale *et al.* (2002) presentaron un modelo basado en el conocimiento de la tasa de crecimiento de los insectos y los requisitos de la diapausa para definir la respuesta de las especies de insectos al calentamiento. Este marco conceptual puede aplicarse para predecir el rango de expansión o de contracción, que es un factor crucial para las especies potencialmente invasoras (ver fig. 5).

El modelo predice que especies de crecimiento rápido y sin diapausa (por ejemplo multivoltinas), y aquellas que no necesitan bajas temperaturas para inducir la diapausa, responderán mejor al aumento de la temperatura y ampliarán su área de distribución. Así, la tasa de crecimiento, junto con la información sobre la estrategia usada para superar el periodo invernal, pueden proporcionar un indicador del éxito futuro de la invasión de una amplia gama de especies de insectos (Ward & Masters 2007).

Sin embargo, ningún rasgo biológico por sí solo sirve para una robusta predicción del riesgo de invasión. No obstante, el uso de varias características simultáneamente, puede ofrecer buenas indicaciones en cuanto a qué especies pueden ser afectadas positivamente por el cambio climático, y cuáles presentan el potencial de convertirse en invasoras.

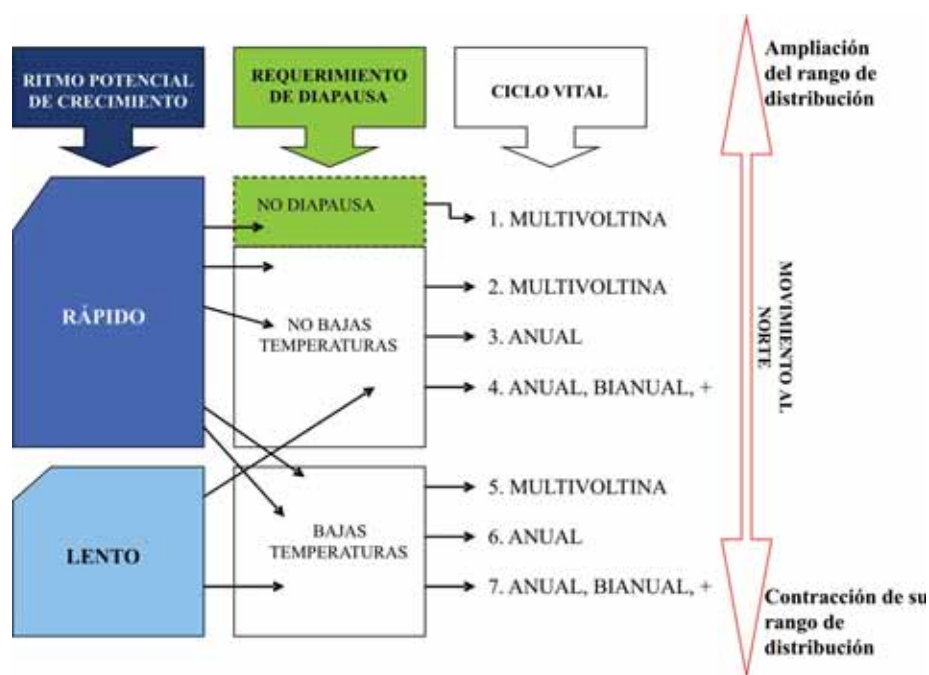


Figura 5. Modelo simplificado de la respuesta de los insectos al calentamiento del clima. (Modificado de Bale *et al.* 2002)

1.2.B. Presión de propágulo.

La presión de propágulo es una función de la frecuencia y el número de propágulos introducidos en un hábitat y dependerá de la capacidad de dispersión del insecto, de la distancia que debe recorrer, y del área que está invadiendo. Un mayor número de eventos de introducción puede aumentar la probabilidad de que algunos de los propágulos lleguen cuando las condiciones del medio son favorables para su establecimiento (Lockwood *et al.* 2005; Ward & Masters 2007). El tipo, el origen y el volumen de las especies introducidas que llegan a una zona pueden cambiar completamente con el cambio climático (Ward & Masters 2007).

Se esperan cambios a gran escala en la distribución geográfica de la producción agrícola y forestal debido a cambios en el clima; por lo tanto, el origen de los productos y sus vías de transporte pueden cambiar. Esto permitirá una nueva colección de posibles invasores asociados/usuarios de cada ruta de transporte (Bale & Walters 2001). Además, es posible que la invasión de los agroecosistemas vulnerables a las especies exóticas pueda cambiar como resultado de los cambios en la vegetación en respuesta a un clima más cálido y seco (Cannon 1998).

Los cambios en los **patrones de circulación atmosférica** podrían permitir que los **insectos que se dispersan por vía aérea** lleguen a nuevas áreas durante la época del año más favorable para su establecimiento (Coulson *et al.* 2002). Conjuntamente, hay que tener en

cuenta que otros factores meteorológicos influyen en el vuelo de insectos, sobre todo la velocidad y dirección del viento, las precipitaciones, la humedad y el aislamiento. Pero muy poco se sabe actualmente sobre cómo estos factores cambiarán en el futuro, y como influirán en el vuelo de los insectos, para justificar una disertación (Bale *et al.* 2002).

Es evidente que el cambio climático tendrá un impacto positivo en la presión de propágulos y que podemos esperar que muchas especies nuevas entren a formar parte de un grupo muy amplio de posibles nuevos invasores (Bale & Walters 2001).

1.2.C. Cambios en los recursos / disponibilidad de nicho.

Se espera que el aumento de la disponibilidad de recursos (en términos de cantidad, estructura y diversidad de especies de plantas) también afecte al éxito de la invasión de insectos herbívoros. Además, el cambio climático puede influir por sí solo sobre la disponibilidad de recursos a través de mayores niveles de perturbación y cambios en la distribución de las especies (Bale & Walters 2001).

Los niveles de perturbación se incrementan por medio de eventos extremos como deslizamientos de tierra, tormentas intensas, heladas tardías y sequía severas. En el futuro se prevé que estos eventos se vuelvan cada vez más frecuentes (Alcamo *et al.* 2007). La aparición de eventos climáticos extremos puede acarrear efectos negativos y fuertes

disminuciones en las poblaciones de especies autóctonas (especialmente cuando éstas ya están cerca de sus límites de tolerancia climática). Esto es consistente con una reducción de los niveles de los competidores y con un aumento de los recursos disponibles ofreciendo oportunidades de éxito a las EEI (Ward & Masters 2007).

Así como se espera que los eventos extremos sean más frecuentes, también se espera que las futuras condiciones climáticas se vuelvan más variables (IPCC 2001). Esto puede brindar a una especie la oportunidad de establecerse por cortos períodos de tiempo en áreas donde las condiciones normales lo impedirían. Este hecho puede ser muy preocupante de cara a especies

plaga, que pueden causar graves daños en escalas de tiempo relativamente corto (Ward & Masters 2007).

Por otra parte, la pérdida de una especie en una comunidad, debido a la falta de tolerancia climática frente a las nuevas condiciones, podría dejar mayores niveles de recursos disponibles (Ward & Masters 2007) y podría brindar oportunidades para que las especies exóticas se establezcan. Ward & Masters (2007) realizaron un meta-análisis que sugiere que la disponibilidad de nicho en términos de estructura de la vegetación (un incremento en los recursos disponibles para insectos herbívoros) aumentará con niveles elevados de CO₂ asociados al cambio climático.

2. AGUAS CONTINENTALES

Los ecosistemas acuáticos (aguas continentales) resultarán profundamente afectados por el cambio en el clima. Es previsible que la subida de las temperaturas *per se* y sus efectos indirectos (por ejemplo, la reducción de la capa de hielo en las masas de agua estancada en época invernal), los cambios en los regímenes de precipitaciones y consecuentemente en los caudales, en las corrientes y la salinidad y/o el aumento en la frecuencia de eventos extremos, provoquen cambios sustanciales en la fenología y distribución de las especies así como en la productividad de los ecosistemas, abriendo el paso a las invasiones biológicas (Poff *et al.* 2002; Parmesan 2006; Rahel & Olden 2008).

En el caso de la ictiofauna, una de las consecuencias del aumento de la temperatura del agua es la **generación de nuevos óptimos de tolerancia fisiológica** que podrían permitir a especies de aguas cálidas expandirse, adaptarse y establecer poblaciones autosostenibles, así como favorecer el establecimiento de especies exóticas introducidas (Rahel & Olden 2008). Por otro lado, las nuevas condiciones podrían provocar un desplazamiento de las especies adaptadas a aguas más frías que dejarían así un nicho vacío potencialmente ocupable por especies exóticas (Rahel & Olden 2008).

En un estudio sobre los efectos potenciales del cambio climático sobre peces de agua dulce y la pesca en el norte de Europa, Lethonen (1996) apunta que 16 especies de peces de aguas cálidas ampliarán su área de distribución, mientras que otras 11 sufrirán una contracción de la misma. La situación podría agravarse teniendo en cuenta que, junto con las especies, podrían desplazarse también sus patógenos asociados que podrían afectar a las poblaciones

autóctonas inmunológicamente indefensas ante ellos (Tryland *et al.* 2009).

En los ecosistemas de agua dulce el cambio climático es asociado con cambios (adelantamiento) en el comienzo de la estación reproductiva de anfibios (Corn 2005), en la emergencia de las libélulas (Odonata) (Hassall *et al.* 2007), y en la composición y diversidad del macrozoobenthos en aguas lacutres (Burgmer *et al.* 2007). Así mismo ya se ha observado un desplazamiento hacia el norte en diferentes grupos animales (Hickling *et al.* 2006).

En estas comunidades alteradas por los efectos del cambio climático se podría establecer una situación de competencia para la dominancia entre especies exóticas y nativas, pudiendo incrementarse la depredación de las primeras sobre las segundas. El efecto de la depredación podría hacerse particularmente intenso debido a que en especies ectotérmicas la tasa de consumo de alimentos aumenta con la temperatura (Rahel & Olden 2008).

Las temperaturas invernales más templadas podrían afectar a la formación de la capa de hielo de las masas de aguas lacustre de las zonas más frías. La reducción del espesor de la capa de hielo, o su total ausencia podría facilitar los procesos de invasión. En estas condiciones, la mayor cantidad de luz que se filtra en el agua y la mayor concentración de oxígeno disuelto podrían aventajar respectivamente a las plantas invasoras y a especies de peces ictiófagas de gran tamaño (Rahel & Olden 2008).

Hay un consenso general de que el cambio climático va a modificar los patrones de precipitación e incrementará la frecuencia de eventos extremos (IPCC 2001 y 2007;

Abadanes García *et al.* 2007; Alcamo *et al.* 2007). El aumento de la temperatura del aire provocará el incremento correspondiente en la temperatura de la masa de agua y en la tasa de evapotranspiración. Esto podría traducirse en una disminución de los caudales en aquellas regiones donde el clima será más seco. El aumento de las condiciones de sequía prolongada y caudales reducidos pueden aumentar el éxito de establecimiento de especies exóticas (Rahel & Olden 2008).



Figura 6. *Lepomis gibbosus* o perca sol. (Foto GEIB).

Bernardo *et al.* (2003) observaron que las condiciones de bajos caudales favorecen la dominancia de EEI como la perca sol (*Lepomis gibbosus*) y el Black bass (*Micropterus salmoides*) sobre la comunidad ictica. Asimismo, el efecto de las EEI podría amplificarse desplazando a las especies autóctonas en zonas donde pueden volverse una presa fácil por parte de especies piscivoras alóctonas (Matthews & Marsh-Matthews 2003). Fenómenos de desecación episódica en cursos de aguas menores o condiciones de bajo caudal más prolongadas podrían favorecer especies exóticas tolerantes a estas condiciones como el caracol invasor *Potamopyrgus antipodarum*. Cursos de agua afectados por sequías intermitentes podrían volverse en un hábitat susceptible de ser invadido por esta especie (Rahel & Olden 2008). Igualmente, especies como el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) podrían verse aventajadas gracias hábitos escarbadores que les permite superar condiciones hostiles y que podrían facilitar su invasión (Correia & Ferreira 1995).

Estudios llevados a cabo en el tramo bajo del río Colorado en EEUU indican que cambios en la frecuencia y magnitud de condiciones efímeras podrían favorecer a especies alóctonas oportunistas incrementando su distribución y abundancia (Olden *et al.* 2006).

Por otro lado los cambios en los regimenes hidrológicos debidos al fundición de las masas de nieve en alta montaña por los efectos del

incremento en las temperaturas podrían favorecer la invasión de especies como la trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*). Fausch *et al.* (2001) observaron que en las zonas invadidas con éxito por esta especie las condiciones hidrológicas coincidían con la de su zona de origen donde hay inundaciones invernales y corrientes lentas en verano.

Las perturbaciones causadas por las condiciones hidrológicas cambiantes podrían minar el ecosistema fluvial favoreciendo la invasión por parte de especies riparias (Stromberg *et al.* 2007).

Por otro lado cabe señalar que en hábitats espacialmente reducidos aumentan las probabilidades de contaminación genética.

Un clima más cálido y los efectos resultantes de la precipitación y la cantidad de nieve se prevé que aumenten las tasas de desecación y alteren la salinidad del agua dulce y los ecosistemas de estuario. El aumento de la salinidad por los efectos del cambio climático (aumento de la temperatura y cambios en los patrones de las precipitaciones) así como por las políticas de gestión del agua (extracción de agua para uso agrícola) puede influir en el éxito de las invasiones biológicas en zonas lacustres (Rahel & Olden 2008). Pese a que la salinidad no llegue a concentraciones letales, sí puede influir en el aumento de la competencia entre especies acuáticas. El coste fisiológico para especies poco tolerantes a la salinidad es muy elevado, hecho que aventaja a competidores con más tolerancia a la salinidad, entre los cuales podría haber alguna especie exótica. Así, especies típicas de ribera como álamos (*Populus spp.*) y sauces (*Salix spp.*) podrían ceder el paso a especies halófilas (Stromberg *et al.* 2007). En el caso de las zonas estuarinas, cambios en la salinidad pueden perjudicar a las especies nativas y favorecer a las EEI. Esto podría ser el caso del cangrejo chino de mitones (*Eriocheir sinensis*) cuyas larvas planctónicas que se desarrollan en agua salada (la concentración de sal constituye un factor limitante para la especie) podrían ser beneficiadas por un aumento de la salinidad (Herborg *et al.* 2007; Rahel & Olden 2008).

Los efectos del cambio climático pueden afectar de forma indirecta a las probabilidades de invasión alterando los patrones que gobiernan las vías de entrada y los vectores o generando patrones nuevos. Las temperaturas más elevadas y los inviernos más suaves crearán condiciones oportunas para la cría en instalaciones al aire libre de especies exóticas de aguas más calidas (Rahel & Olden 2008). Sin embargo cuando ya se ha introducido una especie, aunque

mantenida en condiciones de cautiverio, el riesgo “cero” de que esta pueda escapar no existe (Capdevila Argüelles *et al.* 2006). En caso de escape, hecho que ya ha ocurrido repetidas veces (ICES 2007), las especies exóticas podrían encontrar en el medio natural (alterado por los efectos del cambio climático) condiciones favorables para establecerse (Lodge *et al.* 2000; Padilla & Williams 2004). La alteración de los regímenes de flujo resultantes del cambio climático puede influir sobre la frecuencia de los escapes desde instalaciones de acuicultura así como en la tasa de transmisión secundaria de especies no nativas a través de redes fluviales (Rahel & Olden 2008). Los ecosistemas fluviales actúan como conductos para la dispersión eficaz de los propágulos jugando un papel relevante en la invasión de plantas alóctonas (Richardson *et al.* 2007).

La escasez de agua por el clima más árido podría generar la necesidad de incrementar el

número de infraestructuras (embalses) y modificar la red hidrográfica (canalizaciones) para garantizar una mayor disponibilidad de este recurso. Por su atractivo recreativo, los pantanos representan posibles puntos críticos tanto para la introducción de especies exóticas (por ejemplo para la pesca deportiva) como sucesivo foco de expansión de EEI (por ejemplo, el mejillón cebra mediante la navegación recreativa, la pesca deportiva, las actividades extractivas, de baños, etc.) (Havel *et al.* 2005). Por otro lado, una vez que una especie exótica se ha establecido puede interactuar con la biota nativa acarreado como en el caso de los grandes depredadores fenómenos de extinciones locales (Schränk *et al.* 2001). Hay que recordar que además las canalizaciones (sobre todo las intercuencia) abaten barreras geográficas y facilitan el movimiento de especies entre las cuales hay EEI (por ejemplo *Dreissena polymorpha*) (Johnson & Padilla 1996).

3. MEDIO MARINO

La propagación de especies exóticas y cambio climático son una de las amenazas más graves para los océanos. A pesar de un considerable interés para predecir la propagación y el éxito de las especies invasoras, hay pocos datos disponibles para evaluar si el cambio climático podría facilitar las invasiones, favoreciendo la introducción de especies alóctonas (Stachowicz *et al.* 2002a). Los seres humanos desplazan innumerables especies por todo el mundo y, aunque muchas de estas introducciones presumiblemente fracasan debido al clima hostil en el área receptora, el calentamiento global podrá suavizar esa limitación (Stachowicz *et al.* 2002a).

Los componentes directos del cambio climático previsto que afectan a los organismos marinos en el próximo siglo son: **(i)** el aumento de la temperatura, **(ii)** el aumento del nivel del mar y los cambios subsiguientes en la circulación oceánica, y **(iii)** la disminución de la salinidad (Harvell *et al.* 2002).

El cambio climático afecta a muchas propiedades ecológicas e interactúa con las especies exóticas de dos maneras: **1)** directamente, alterando las condiciones físico-químicas (principalmente la temperatura, pero también aquellas relacionados con las características oceanográficas), y **2)** indirectamente, contribuyendo a cambiar las pautas de las nuevas comunidades (Occhipinti - Ambrogi 2007).

Las respuestas biológicas a los cambios abióticos asociados con el cambio climático son complejas (ver fig. 7).

El cambio climático y especialmente el calentamiento global pueden causar una cascada de efectos en el medio marino (Carlton 2000). Las emisiones de gases de efecto invernadero (principalmente el CO₂), junto con el aumento de la temperatura media global (por lo tanto, un calentamiento del agua de mar), darán lugar a una cascada de cambios físicos y químicos en los ecosistemas marinos (Harley *et al.* 2006).

Las consecuencias del cambio de temperatura incluyen la estabilidad vertical de la columna de agua y el afloramiento. La alteración en la cantidad de precipitaciones puede crear nuevos patrones en la dinámica de la salinidad de los estuarios, favoreciendo a las especies eurihalinas (Carlton 2000). Los cambios en la circulación atmosférica también podrían cambiar la frecuencia de las tormentas y los patrones de precipitación y alterar la circulación, y por lo tanto, **las vías de dispersión de especies exóticas** (Occhipinti - Ambrogi 2007).

La circulación oceánica, que impulsa el transporte de larvas, también cambiará, con importantes consecuencias para las dinámicas poblacionales (Harley *et al.* 2006). Las condiciones atmosféricas cambiantes que inducen modificaciones en la penetración de la luz ultravioleta o cambian los patrones de precipitación pueden conllevar la alteración de los patrones de producción primaria (por

ejemplo, favoreciendo las especies que son más eficientes para obtener los nutrientes a

diferentes concentraciones) (Carlton 2000).

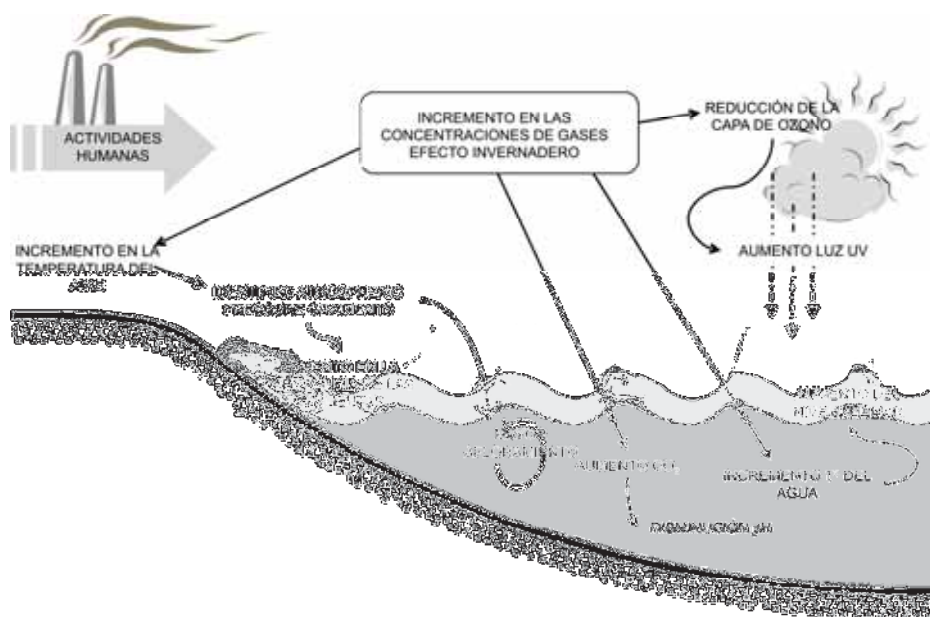


Figura 7. Cambios abióticos asociados al cambio climático. Fuente: Harley *et al.* (2006)

Carlton (2000) resume las respuestas potenciales de las invasiones biológicas a los motores del cambio climático en los océanos:

- Aumentan las invasiones en las condiciones más cálidas (A): las especies exóticas de aguas más cálidas se hacen más abundantes donde están establecidas y pueden ampliar sus áreas de distribución a latitudes más altas y más cálidas por los efectos del cambio climático. Las nuevas invasoras que se incorporan a latitudes más altas pueden interactuar con los neo-genotipos adaptados al frío de especies no autóctonas, conllevando su extinción (contaminación genética) o permitiendo su existencia sólo en refugios a latitudes más altas.
- Aumentan las invasiones en condiciones más cálidas (B): A la inversa, las poblaciones exóticas de menor latitud pueden llegar a desaparecer por el excesivo calentamiento del agua, permitiendo nuevas invasiones de otras especies de aguas cálidas o de taxones euritérmicos.
- Aumentan o disminuyen las invasiones bajo los cambiantes patrones de producción primaria, los regímenes de salinidad alterados por los cambios en los patrones de

precipitación, y otros cambios: los nuevos regímenes trofodinámicos primarios, los nuevos patrones y procesos de la oceanografía estuarina (por ejemplo, en relación a las alteraciones de la dinámica de la salinidad relativa, en particular la escala de intrusión horizontal de la cuña salina), y otros cambios físicoquímicos, o bien promueven o bien obstaculizan nuevas invasiones.

Siguiendo el esquema de Harley *et al.* (2006) (ver fig. 8), se deben considerar en primer lugar los cambios en el ciclo vital de una especie marina genérica.

Así, los efectos del cambio climático descritos en la figura 8 conducen a patrones “emergentes” tales como cambios en la distribución de las especies, en la biodiversidad, en la productividad y en los procesos microevolutivos, que están relacionados con los efectos de la introducción de especies exóticas, especialmente si constituyen una población dominante o extendida en el nuevo entorno (Harley *et al.* 2006; Occhipinti-Ambrogi 2007).

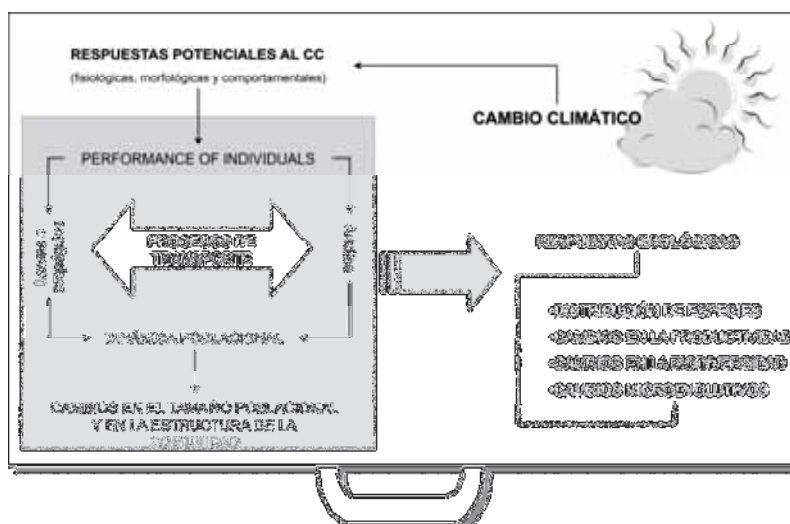


Figura 8. Potenciales respuestas ecológicas al cambio climático. Los efectos ecológicos del cambio climático global incluyen cambios en las actuaciones de los individuos, en las dinámicas de las poblaciones y en la estructura de las comunidades. Modificado de Harley *et al.* (2006) y Occhipinti-Ambrogi (2007).

El cambio climático tendrá un papel en la determinación de **la velocidad a la que nuevas especies se suman a las comunidades**. El efecto más comúnmente previsto del calentamiento global de los océanos es un **desplazamiento hacia los polos en los límites de distribución de las especies asociado con un reemplazo de las especies de aguas frías por especies de aguas cálidas** (Occhipinti-Ambrogi 2007).

- Por ejemplo, en la década de 1950 el aumento repentino de las poblaciones de *Saurida undosquamis* y *Upeneus moluccensis* se atribuyó a un aumento de 1,0-1,5 °C en la temperatura del mar durante los meses invernales de 1954-1955 (Galil 2007). El ritmo de las invasiones lessepsianas (desde el Mar Rojo al Mar Mediterráneo a través del Canal de Suez) se ha acelerado en los últimos años, con un número de observaciones cada vez mayor de especies lessepsianas nuevas y su expansión hacia otras zonas del Mar Mediterráneo. Si el calentamiento global afectara a la temperatura del agua del Mar Mediterráneo, las especies invasoras tropicales obtendrían una gran ventaja sobre la fauna nativa (Galil & Zenetos 2002).
- Otro ejemplo es la continua y espectacular propagación de *Caulerpa racemosa* en la mayor parte del Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico (Verlaque *et al.* 2003; Occhipinti-Ambrogi 2007); la tasa de crecimiento de esta especie está correlacionada positivamente con características favorables para su desarrollo y un clima suave (Ruitton *et al.* 2005).

- Vacchi *et al.* (2001) reportan que en el norte del Mar Mediterráneo, la temperatura más elevada del agua ha permitido a pseudo-poblaciones estériles de *Thalassoma pavo* reproducirse y establecerse.
- Bañón *et al.* (2002) contribuyen con cuatro citas nuevas de peces registradas en los últimos años en aguas de Galicia (noroeste de España): *Physiculus dalwigkii*, *Neoscopelus microchir*, *Pisodonophis semicinctus* y *Gaidropsarus granti*. El hecho de que especies atlánticas como *Pisodonophis semicinctus* y *Gaidropsarus granti* se observaron anteriormente en el Mar Mediterráneo, donde no se conocían, y ahora se encuentran en aguas gallegas, representa un nuevo límite norte de su distribución en el Atlántico nororiental, y parece indicar un desplazamiento gradual de estas especies hacia el norte, usando el Estrecho de Gibraltar como válvula de escape en este movimiento norteño. Igualmente, en el Mediterráneo, así como en aguas atlánticas europeas, este fenómeno ha aumentado rápidamente en los últimos diez años. Otro ejemplo es la llegada de *Seriola rivoliana* (un pez tropical) a las aguas europeas del Atlántico; su aparición también está relacionada con el aumento de la temperatura del agua (Quéro *et al.* 1998).

Más en general, los **cambios** en la composición y abundancia de especies debido a factores climáticos alterarán la diversidad de especies, teniendo consecuencias tanto sobre el funcionamiento del ecosistema, como para su productividad y resistencia a las invasiones (Stachowicz *et al.* 2002b; Harley *et al.* 2006).

Los cambios impulsados por el clima pueden afectar tanto a **los mecanismos locales de dispersión**, debido a la alteración de los patrones actuales, como a **las interacciones competitivas entre especies exóticas y nativas**, debido a la aparición de la nueva térmica óptima y/o diferente química de los carbonatos. La magnitud y variedad de los cambios en el medio físico forzados por el clima, provocarán reacciones en la biosfera, alterando así el equilibrio de las especies autóctonas vs. alóctonas, mediante cambios en el tamaño de las poblaciones y la interacción entre especies (Occhipinti-Ambrogi 2007).

Las especies que son susceptibles de ser transportadas mediante **ENOS** (El Niño-Oscilación del Sur), podrían constituir un grupo de especies candidatas para desplazarse gradualmente hacia el Norte con el cambio climático global, o para establecer poblaciones permanentes (cuando antes no podían) si son transportadas al norte por el fenómeno ENOS (Carlton 2001).

Los efectos del calentamiento climático son una causa de estrés fisiológico (que actúa con más intensidad sobre las especies que ya se encuentran cerca de sus límites de tolerancia). El estrés por temperaturas anómalas puede provocar una mortalidad masiva en los organismos bentónicos dejando nichos vacíos que pueden ser utilizados (y por lo tanto colonizados) por nuevas especies exóticas (Occhipinti-Ambrogi 2007). Así, si ciertos taxones merman, su disminución poblacional puede crear nuevas oportunidades para nuevos invasores si los primeros ocupaban posiciones tróficas y microhábitats únicos (Carlton 2000).

La competencia por el espacio abierto en el sustrato está fuertemente influenciada por el **período de reclutamiento**, y esto a su vez depende en gran medida de la temperatura. Cambios en las pautas estacionales de la temperatura pueden favorecer **el asentamiento de especies invasoras en un momento particular del año**, con consecuencias a largo plazo para el sucesivo reclutamiento de las especies nativas (Occhipinti-Ambrogi 2007).

Stachowicz *et al.* (2002a) demostraron que el patrón de reclutamiento de tres especies de ascidias introducidas (*Botrylloides violaceous*, *Diplosoma listerianum* y *Ascidiella aspersa*) coincidía con un periodo de bajo reclutamiento de otras especies de ascidias autóctonas; el período inicial de reclutamiento fue correlacionado negativamente de forma significativa con la temperatura del agua en invierno, indicando que los invasores llegaron a principios de estación en años con inviernos

más cálidos. El reclutamiento de las especies exóticas durante el verano siguiente fue correlacionado positivamente con la temperatura invernal del agua. Por el contrario, la magnitud del reclutamiento en las ascidias nativas fue correlacionada negativamente con la temperatura invernal. Los autores sugieren que los mayores efectos del cambio climático sobre las comunidades bióticas pueden deberse más a los cambios de temperaturas máximas y mínimas que a las medias anuales.

El aumento de la temperatura del océano también provoca la **expansión de patógenos**. Los efectos negativos de las enfermedades pueden llegar a ser más graves, ya que los agentes patógenos son generalmente favorecidos por las temperaturas más cálidas en relación con sus hospedadores (Harvell *et al.* 2002; Harley *et al.* 2006). Harvell *et al.* (2002) proporcionan un ejemplo de tres patógenos del coral (por ejemplo, *Aspergillus sydowii*) que crecen bien en temperaturas cercanas o superiores a los óptimos del hospedador, lo que sugiere que aumentarían en mares más cálidos. Además, el autor recoge algunas citas sobre la correlación positiva entre las tasas de crecimiento de bacterias y hongos marinos con la temperatura. Entre invertebrados y praderas marinas, muchas epizootias causadas por patógenos no identificados están relacionadas con los aumentos de temperatura, pero los mecanismos de patogénesis son desconocidos.

Carlton (2000) propone **dos predicciones** que derivan del fenómeno de las tendencias al calentamiento de las aguas oceánicas de latitudes medio-altas: 1) antes, especies restringidas a bajas latitudes, colonizarán las latitudes más altas por primera vez, y 2) luego habrá un aumento de la abundancia de especies con afinidad evolutiva para aguas más calientes. Este mismo autor señala **dos componentes críticos adicionales** de la respuesta de la biota marina al cambio climático:

1) si, como es de esperar, hay contracciones correspondientes y simultáneas en el sur del área de distribución de especies que se desplazan hacia el norte (por ejemplo, el área de distribución de *Littorina littorea* se ha ampliado al Norte, mientras que al sur se ha contraído, y

2) si también los taxones nativos están respondiendo al cambio climático desplazándose hacia el Norte (y contrayéndose al Sur) y volviéndose también en invasores.

Documentar estos patrones será esencial para determinar si los desplazamientos biogeográficos se están produciendo tanto en la biota nativa como en la introducida.

4. PATÓGENOS Y ENFERMEDADES

Las invasiones biológicas conjuntamente con el cambio climático pueden implicar la inmigración de especies no deseadas como son los patógenos o las enfermedades (Walther *et al.* 2002). Epstein *et al.* (1998) mostraron que, de acuerdo con la Organización Mundial para la Salud (1996), 30 nuevas enfermedades han emergido en los últimos 20 años, además de un resurgimiento y una redistribución de viejas enfermedades vectoriales, como la malaria o el dengue, a escala global. También examinaron evidencias recientes que indican el movimiento hacia el norte de enfermedades portadas por insectos, y subrayan que las enfermedades cuyo vector de transmisión implica, por ejemplo, insectos, pueden aumentar su rango en respuesta al clima (Leaf 1989; Shope 1991; Patz *et al.* 1996; Carcavallo *et al.* 1996; McMichael *et al.* 1996; in Epstein *et al.* 1998).

En su conjunto, basándonos en el modo de transmisión (ver Fig. 9), las enfermedades infecciosas pueden ser clasificadas en dos categorías: aquellas que se transmiten directamente entre humanos (por contacto directo, a través de la piel, por membranas mucosas) y aquellas que se transmiten indirectamente a través de organismos que actúan como vectores (mosquitos o garrapatas) o por medio de vehículos físicos (suelo o agua) no biológicos (McMichael *et al.* 1996).

Estas enfermedades son altamente susceptibles a una combinación de factores climáticos y ecológicos por la cantidad de componentes en el ciclo de transmisión, así como su interacción con el ambiente externo (McMichael *et al.* 1996). Si el cambio climático afecta a uno o más componentes en el ciclo de transmisión, podría suceder que estas enfermedades vean incrementada su área de distribución.

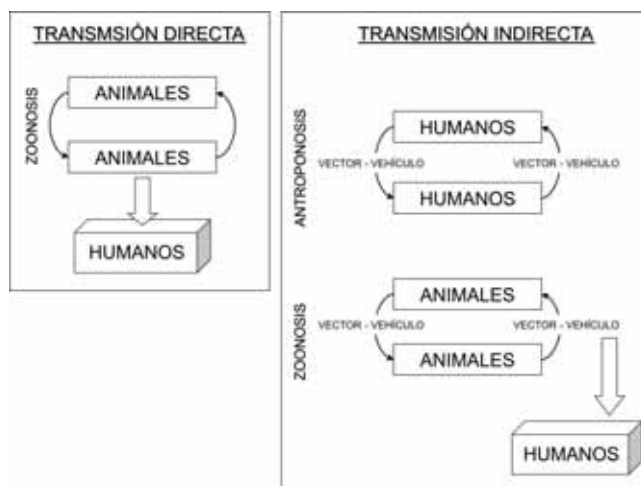


Figura 9: Antroponosis y zoonosis. (Modificado de McMichael *et al.* 1996).

Algunas enfermedades de transmisión vectorial son la fiebre del dengue, el virus del Nilo occidental, la fiebre del Chikungunya, la neuropatía epidémica y la encefalitis transmitida por garrapatas.

Los cambios evolutivos y medioambientales influyen sobre la emergencia o el resurgir de enfermedades vectoriales. Pueden afectar tanto a factores intrínsecos (infección, virulencia, transmisibilidad, inmunidad) y/o extrínsecos (clima, ecosistemas, condiciones ambientales, contaminación, urbanización). Cambios en el clima podrían influir sobre la distribución espacio-temporal y la dinámica estacional e interanual de patógenos, vectores, hospedadores

y reservorios. Variaciones Tanto la biología y ecología de los vectores, como la de los hospedadores intermedios o de los reservorios naturales podrá resultar afectada por las variaciones de temperatura, precipitaciones o humedad (Moreno *et al.* 2005).

En algunos casos, los agentes que provocan este tipo de enfermedades son EEI *sensu stricto* (*Aedes albopictus*, *Aedes aegypti*, *Vibrio cholera*, etc.), y hay evidencias que relacionan el impacto de éstas con el cambio climático. Muchos vectores, al aumentar la temperatura, son capaces de expandir su rango de distribución en Europa, y nuevos vectores

pueden ser introducidos desde los trópicos (Githeko *et al.* 2000).



Figura 10: *Aedes albopictus* o mosquito tigre (Foto: James Gathany-CDC).

Algunas enfermedades vectoriales son transmitidas por mosquitos. Los mosquitos son muy sensibles a los factores climáticos. De la temperatura dependen tanto la densidad del vector como la capacidad vectorial (López-Vélez & Molina Moreno 2005).

Por ejemplo, las especies *Anophele* spp. y *Aedes aegypti* tienen establecido su umbral de supervivencia por la **temperatura**, y de ella dependen otras características como son la tasa de crecimiento de la población, la susceptibilidad de la especie a los patógenos, el periodo de incubación extrínseca del patógeno en el vector (es decir, el tiempo que transcurre entre la adquisición del agente por el vector y el momento en que lo puede transmitir a otro animal o humano) y la actividad y el patrón de la transmisión estacional Epstein *et al.* 1998.

Temperaturas más cálidas pueden incrementar las poblaciones de **mosquitos**, su actividad y abundancia, y disminuir el tiempo extrínseco de incubación. Al aumentar la temperatura del agua, las larvas de los mosquitos tardan menos tiempo en madurar aumentando, por tanto, el número de crías durante la estación de transmisión. Se acorta el período de metamorfosis huevo-adulto, reduciéndose el tamaño de las larvas y generándose adultos en un tiempo más corto, siendo estos más pequeños, por lo que las hembras tienen que tomar sangre con más frecuencia para llegar a poner huevos, lo que resulta en un aumento de la tasa de inoculación (Githeko *et al.* 2000, Moreno *et al.* 2005).

A medida que se incrementa la temperatura se acorta el período de incubación extrínseco (tiempo que tarda la especie desde que se infecta hasta que es infectante) (Githeko *et al.* 2000).

Muy probablemente, el efecto del cambio climático sobre las enfermedades transmitidas por artrópodos se observará al variarse los

límites de temperatura de transmisibilidad:

14-18°C como límite inferior y 35-40°C como superior. Un mínimo aumento del límite inferior podría dar lugar a la transmisión de enfermedades, mientras que un incremento del superior podría suprimirlo (por encima de los 34°C se acorta sustancialmente la vida del mosquito). Sin embargo, en torno a los 30-32°C la capacidad vectorial puede modificarse sustancialmente, ya que pequeños incrementos de temperatura acortan el período de incubación extrínseca, aumentándose la transmisibilidad (Githeko *et al.* 2000). Además, el clima influye de forma decisiva sobre la fenología de una gran parte de artrópodos que incluso entran en diapausa en la estación desfavorable. Por tanto, el periodo de actividad estacional de muchas especies puede ampliarse cuanto más se prolonguen las condiciones climáticas favorables (Moreno *et al.* 2005).

Un incremento en las **precipitaciones** podría aumentar el número y la calidad de los criaderos de vectores y la densidad de vegetación que proporcionaría ecosistemas óptimos para su supervivencia (Githeko *et al.* 2000). Las inundaciones, por el contrario, eliminarían el hábitat de vectores y vertebrados, pero obligarían a los vertebrados a un contacto más estrecho con los humanos. Las sequías en lugares húmedos disminuirían la velocidad de los cursos de agua, creándose remansos que también aumentarían los sitios de cría y propiciarían una mayor deshidratación del vector, lo que le obligaría a alimentarse con más frecuencia, aumentando el número de picaduras (Moreno *et al.* 2005).

Otros factores. La entrada de humanos en zonas naturales, la deforestación y consecuente reconversión del suelo para uso agrícola incrementaría el número de posibles criaderos de vectores y el contacto del hombre con reservorios y vectores. Los planes de irrigación y abastecimiento de aguas incrementan la superficie acuática y previenen inundaciones y sequías, lo que también aumenta los criaderos de vectores. La intensificación agrícola favorece la erosión del suelo, incrementa la superficie de agua y reduce la biodiversidad, pudiendo disminuir los depredadores de vectores y aumentar los lugares de cría vectorial. La contaminación química (fertilizantes, pesticidas, herbicidas, residuos industriales, etc.) pueden afectar al sistema inmunitario humano, aumentando su vulnerabilidad a las infecciones. El incremento del comercio internacional puede acarrear la importación de vectores desde lugares remotos. Los desplazamientos humanos por razones de turismo, trabajo o inmigración pueden favorecer la importación de

enfermedades desde zonas endémicas (Moreno *et al.* 2005).

Por tanto, si el cambio climático favorece a estos vectores, las enfermedades como la malaria o el dengue por ejemplo pueden tener más oportunidades para llegar y expandirse en nuevas zonas.

Algunas epidemias de cólera parecen estar directamente asociadas con las aguas de lastre (IMO 2002). *Vibrio cholerae* reside en los ecosistemas marinos acompañando al zooplankton, y la supervivencia de estos pequeños crustáceos depende de la abundancia del fitoplancton (McMichael *et al.* 1996). Las poblaciones de fitoplancton tienden a incrementarse (*bloom*) cuando las temperaturas de los océanos son cálidas (McMichael *et al.* 1996). Las corrientes oceánicas que discurren a lo largo de la costa translocan el placton y sus pasajeros bacterianos. Como resultado, brotes de cólera aparecen cuando aumenta la temperatura de la superficie de los mares. Además, *V. cholerae* puede crecer en aguas con baja salinidad si la temperatura del agua es relativamente alta y hay una elevada concentración de nutrientes (Colwell 1996).

Cumming & Van Vuuren (2006) llaman la atención sobre el impacto potencial del cambio climático con las enfermedades vectorizadas por **garrapatas** debido a su elevada importancia tanto médica como económica. Bajo distintas condiciones climáticas, estos autores han explorado la distribución actual y futura de 73 garrapatas africanas, invasoras potenciales de otras regiones. Los resultado muestran que bajo todos los escenarios proyectados a lo largo de los próximos 100 años, las condiciones climáticas se volverán más adecuadas para su supervivencia, lo cual implica 1) un incremento en el tamaño poblacional de garrapatas incluso donde actualmente su presencia es marginal, y 2) un elevado riesgo de ser transferidas al otras partes del globo a través del comercio de animales. La composición de la comunidad de garrapatas también se verá afectada dependiendo de la severidad del cambio climático, influenciando como consecuencia los patógenos que llevan y los patrones de transmisión con impactos significativos en la salud humana y animal.

La vida media de una garrapata puede exceder los 3 años, dependiendo del clima. Los tres estadios del vector pueden estar infectados y además pueden transmitir la infección a sus crías por vía transovárica. Sobreviven a las bajas temperaturas (hasta -7°C) y recuperan la actividad vital a los 4-5°C. Su sensibilidad a mínimos cambios de temperatura está

demostrada: tan sólo una isoterma de 2°C condiciona la transmisión en África del sur y este. La disminución de la humedad a notablemente la viabilidad de los huevos. Cambios leves en el clima podrían aumentar la población de garrapatas, extender el período estacional de transmisión y favorecer un desplazamiento de su distribución hacia el norte (Moreno *et al.* 2005).

En España, la fiebre botonosa y la borreliosis de Lyme son las enfermedades más importantes transmitidas por garrapatas, siendo *Ixodes ricinus* y *Rhipicephalus sanguineus* las especies más comunes. En España, *Ixodes ricinus* se muestra muy sensible a los incrementos de temperatura, y los modelos predicen la desaparición de la especie del país pudiendo quedar poblaciones relictas en las zonas más frías de Asturias y Cantabria. Por otra parte, *Rhipicephalus sanguineus* depende más de la existencia de urbanizaciones y construcciones periurbanas-rurales que favorezcan su desarrollo y colonización que del clima. El riesgo que se apunta, por tanto, no es con estas especies, sino con las garrapatas africanas (*Hyalomma marginatum*, *Hyalomma anatolicum*) que podrían establecerse e invadir el territorio nacional; estas especies pueden estar implicadas en la transmisión de la fiebre viral hemorrágica de Congo-Crimea (Moreno *et al.* 2005).

Aunque similares tendencias para garrapatas no africanas es presumiblemente esperada, más preocupación debe esperarse en Europa, donde la expansión de enfermedades vectoriales transmitidas por garrapatas y la distribución de las especies está incrementándose en las últimas décadas (Den Boon *et al.* 2004; EEA 2004).

Conclusiones y recomendaciones

Pese a desconocer las modalidades exactas con las cuales se producirán los cambios, no quedan espacios para dudar de que los efectos del cambio climático interactúan con las EEI y con otros factores del cambio global (a veces de forma sinérgica) haciendo prever un incremento de los fenómenos de invasión. Aún siendo patente que abordar el problema las EEI en el presente es imprescindible para evitar mayores daños en el futuro, se plantea, de cara a la gestión del problema, la necesidad de comprender con mayor precisión el conjunto de factores y variables implicadas así como su interrelaciones y funcionamiento.

No obstante, mientras que en el contexto internacional la producción científica sobre cambio climático asociado a las invasiones biológicas está aumentando de forma

exponencial, la contribución de la investigación española en materia es muy escasa. El proyecto que a continuación se propone constituye un punto de partida y un elemento catalizador para la investigación en este campo que ha de ser potenciada mediante programas específicos dirigidos a la comunidad científica.

Se recomienda por tanto:

- Incluir el estudio de las interrelaciones entre EEI y cambio climático entre los objetivos y prioridades de la política de investigación en España.
- Promover y financiar programas de investigación fundamental y aplicada sobre este tema a corto y medio plazo.
- Incentivar la cooperación entre grupos de investigación a nivel nacional e internacional.

Ejemplos de prioridades para la investigación

1. Efectos del cambio climático sobre las vías de entrada de EEI.
2. Identificación de ecosistemas más susceptibles a ser invadidos.
3. Efectos del cambio climático sobre especies exóticas actualmente inocuas.
4. Efectos del cambio climático sobre EEI ya establecidas.
5. Efectos del cambio climático sobre la gestión de EEI.

2. MODELOS DE PREDICCIÓN DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS BAJO LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Resumen

Los modelos bioclimáticos han sido ampliamente utilizados para predecir la futura distribución de especies y para comparar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad bajo diferentes escenarios. La relativa sencillez de estos modelos puede constituir un importante punto de inicio para orientar el desarrollo de políticas de conservación. No obstante, su validez ha sido discutida por diferentes autores que, atacando sus supuestos básicos, enfatizan el papel de las interacciones bióticas, los posibles cambios evolutivos y la capacidad de dispersión en la distribución de las especies, así como la importancia de la escala espacial de aplicación de esos modelos. Existen además otra serie de factores (por ejemplo, la metodología estadística, la escala geográfica de aplicación, etc.) que hay que tener en cuenta a la hora de aplicar e interpretar correctamente dichos modelos. Bajo esta perspectiva, los modelos bioclimáticos empleados a macroescala (en este caso, la influencia de las variaciones macroclimáticas es predominante sobre otros factores) pueden proporcionar una primera y útil evaluación ('primer filtro') de la posible magnitud y del patrón general de los impactos futuros del cambio climático en la distribución de especies. Sin embargo, la realización de predicciones a pequeña escala (disminuye la importancia del clima como único factor limitante) requiere la integración de las interacciones entre la complejidad de factores que afectan a la distribución de las especies (por ejemplo las interacciones bióticas, la dispersión, la topografía, el microclima, etc.).

Junto con los modelos bioclimáticos, se han desarrollado en el pasado otros modelos como los modelos dinámicos de vegetación mundial (DGVMs) y a partir de éstos, modelos híbridos como LPJ-GUESS. Sin embargo las dificultades para su parametrización y validación, la falta de una aproximación especie-específica de los primeros, y la necesidad de disponer de muchos datos y de un detallado conocimiento de los procesos ecológicos de los segundos, limitan su utilidad.

De cara a las invasiones biológicas, el cambio climático tiene el potencial para modificar el impacto de las EEI actuando sobre su lugar de origen así como sobre sus vías de entrada y zonas receptoras. Prevenir la introducción de aquellas especies que puedan beneficiarse del cambio climático y predecir su distribución gestionando cuidadosamente la conectividad del medio para minimizar su dispersión hacia nuevas áreas, es posiblemente la mejor opción de gestión. Aunque la complejidad y multiplicidad de los factores que están a la base de las invasiones biológicas y las propias debilidades de los modelos bioclimáticos proyectan dudas sobre su poder predictivo para las EEI, éstos en combinación con otras técnicas analíticas (modelos que incluyan variables como la dispersión, la presencia de barreras, etc. y el empleo de SIGs para incluir factores de tipo antrópico) constituyen una herramienta de utilidad. De cara a la gestión de EEI, las consideraciones relativas al cambio climático han de integrarse en los procedimientos de análisis de riesgos, teniendo en cuenta el estatus de cada especie y su capacidad de supervivencia a largo plazo, siendo su puesta en marcha a corto plazo imprescindible. En este contexto, el empleo de datos climáticos (actuales y proyectados) pueden proporcionar una idea de cómo el riesgo asociado a una EEI puede cambiar en el espacio y en el tiempo, permitir la identificación de áreas con alto riesgo de invasión, y facilitar la toma de decisiones y el desarrollo de políticas de mitigación o adaptación. Debido a la importancia que los mapas de riesgos tienen a la hora de influenciar las decisiones sobre políticas de gestión, se recomienda que: 1) la toma de decisiones para gestionar EEI se fundamente en los resultados coincidentes de diferentes técnicas de análisis que tengan en cuenta más de un factor (no sólo el clima) así como diferentes escalas operativas; 2) se fomente la investigación sobre modelos predictivos y su integración con otras técnicas de análisis; 3) los analistas responsables de la producción de los mapas proporcionen información sobre la metodología empleada y declaren explícitamente el nivel de incertidumbre asociado; 4) se pongan todos los medios para asegurar la disponibilidad y la accesibilidad a los datos; 5) se elabore una guía de mejores prácticas para la modelización; 6) se elabore una guía para explicar a los tomadores de decisiones como se tienen que interpretar y usar los mapas de riesgo; 7) se pongan en marcha cursos de capacitación para la elaboración de mapas de riesgo.

Introducción

El cambio climático de origen antrópico ha puesto en crisis el postulado de la estaticidad de las áreas de distribución de las especies sobre el cual se fundamentan las actuales políticas de conservación (Harrison *et al.* 2006). Numerosos estudios muestran que los efectos del cambio climático ya están afectando a la distribución geográfica de numerosas especies de fauna y flora así como a su biología (por ejemplo, cambios en la fenología) (Parmesan 1996; Warren *et al.* 2001; Walther *et al.* 2002; Parmesan and Yohe 2003; Robinson *et al.* 2005; Root *et al.* 2005; Usher 2005; Hickling *et al.* 2006; Menzel *et al.* 2006; Alcamo *et al.* 2007; Philippart *et al.* 2007). Los efectos del cambio climático pueden llegar a ser aún más drásticos sobre la diversidad biológica según las proyecciones efectuadas (aumento de la vulnerabilidad y pérdida de especies) (Thomas *et al.* 2004; Thuiller *et al.* 2005a).

Frente a esta situación y con el objetivo de desarrollar estrategias para la gestión de especies y hábitats, gran parte del esfuerzo en la investigación está orientado a comprender y predecir bajo diferentes escenarios cómo el cambio climático afectará a la biodiversidad. No obstante, la gran mayoría de los estudios abordan a las especies nativas (especialmente las que en la actualidad son prioritarias para la conservación) así como plagas de importancia económica y enfermedades (Hellmann *et al.* 2008), mientras que menor atención se ha puesto en las EEI (Capdevila-Argüelles & Zilletti 2008), las cuales, junto con otros factores del cambio global (transformación de ecosistemas y hábitats, contaminación, etc.) interactúan con éstos y con la biodiversidad nativa, siendo también afectadas por los efectos del cambio climático (Dukes & Mooney 1999; Botkin *et al.* 2007).

Los modelos bioclimáticos

Existen diferentes aproximaciones metodológicas para analizar los efectos potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad y para convertir la información disponible en mapas predictivos (Heikkinen *et al.* 2006, Marmion *et al.* 2009). Entre ellas, una de las más utilizadas es la de los modelos bioclimáticos.

Los **modelos bioclimáticos** han sido utilizados para predecir la futura distribución de especies (y en consecuencia la supervivencia o extinción de las mismas) y para comparar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad bajo

diferentes escenarios. El rango de organismos analizado abarca especies de interés para la conservación o con interés económico asociado, enfermedades y sus vectores, especies clave, plagas, agentes de control biológico y EEI. El acoplamiento de datos espaciales a estos modelos permite, además de entender cómo la estructura del espacio afecta a la respuesta de las especies al cambio climático, planificar con antelación nuevas políticas de conservación (por ejemplo de protección del territorio). Su empleo tiene una utilidad directa de cara al presente ya que los modelos permiten inferir el área de distribución para especies de las cuales hay escasos datos disponibles (por ejemplo, especies crípticas o poco estudiadas); permiten la detección de zonas idóneas para cultivos fuera de su área de distribución nativa o predecir el éxito de la introducción de especies usadas en el control biológico. Su aplicación en el campo de la investigación ayuda en la determinación taxonómica de especies y subespecies en base a las diferencias del nicho climático, y a reconstruir la distribución pasada de una especie para poderla comparar con la actual (Jeschke & Strayer 2008).

Los modelos bioclimáticos se fundamentan en que la distribución de las especies es determinada por el clima, y pueden agruparse en dos categorías: **mecanicistas** y **empíricos** (Jeschke & Strayer 2008).

En los **mecanicistas**, aplicados en diferentes estudios (Rosenzweig & Parry 1994; Hijmans 2003; Kearney & Porter 2004), la distribución de una especie es definida por la tolerancia fisiológica de un organismo a factores como el frío, el calor etc. medida en condiciones de laboratorio y contrastada en el campo. Los resultados obtenidos son independientes del clima actual ya que los parámetros utilizados por estos modelos no se derivan de la presente distribución de una especie. Sin embargo dos inconvenientes afectan a estos modelos: la disponibilidad de datos fisiológicos relativos a la gran mayoría de especies y la no inclusión de factores independientes del clima (Hijmans & Graham 2006).

Por el contrario los modelos **empíricos** no tienen en cuenta la tolerancia fisiológica de los organismos, sino un número de variables climáticas donde la especie objeto de estudio está presente y que vienen comparadas estadísticamente con variables climáticas de diferentes áreas. Estos modelos devuelven como resultado el rango climático potencial para la distribución de una especie, permitiendo realizar predicciones sobre la modificación de su área de distribución bajo los efectos del cambio climático (Jeschke & Strayer 2008).

Fortalezas y debilidades de los modelos bioclimáticos

La relativa sencillez de los modelos bioclimáticos usados con éxito para detectar la magnitud del cambio en la distribución de las especies e identificar hábitats, regiones y especies de alto riesgo (Prentice *et al.* 1992; Beerling *et al.* 1995; Huntley *et al.* 1995; Sykes *et al.* 1996; Berry *et al.*, 2001 y 2002; Hannah *et al.* 2002; Midgley *et al.* 2002) puede constituir un importante punto de inicio para orientar el desarrollo de políticas de conservación (Hannah *et al.* 2002) cuando son aplicados a la escala espacial y a las especies apropiadas (Pearson & Dawson 2003). Sin embargo, los resultados que arrojan tienen que ser interpretados con cierta cautela considerándolos como una útil pero primera aproximación sobre el impacto potencial del cambio climático, y no como una simulación exacta de la futura distribución de las especies (Pearson & Dawson 2003).

Pese a su utilización, la validez de estos modelos ha sido puesta en discusión por diferentes autores que, atacando los supuestos básicos de los modelos bioclimáticos, enfatizan el papel de las **interacciones bióticas**, los posibles **cambios evolutivos** y la **capacidad de dispersión** en la distribución de las especies, así como la importancia de la escala espacial de aplicación de esos modelos (Woodward & Beerling 1997; Davis *et al.* 1998 a,b; Lawton 2000; Pearson & Dawson 2003, Sax *et al.* 2007).

Las interacciones bióticas

Uno de los fundamentos más criticados de los modelos bioclimáticos es la nula o escasa importancia que atribuyen a las **interacciones bióticas** (depredación, competencia, mutualismo, etc.). Los modelos mecanicistas, de hecho, asumen igualdad de condiciones tanto en el laboratorio como en el medio natural restando importancia a este factor. Por otro lado, los modelos empíricos, aunque no consideren explícitamente las interacciones bióticas, sí las incorporan de forma implícita (al integrar datos de especies cuya distribución es influenciada por las interacciones de tipo biótico) manteniendo cierta validez predictiva si éstas son constantes en el espacio y en el tiempo. Desde el punto de vista conceptual, lo que los modelos empíricos asumen es por ejemplo que una especie exótica introducida en un nuevo ecosistema se encuentra con las mismas interacciones bióticas que en su lugar de origen (Jeschke & Strayer 2008).

Diferentes autores discrepan de esta afirmación evidenciando que las interacciones bióticas cómo la competencia, la depredación y la simbiosis afectan directa e indirectamente a la distribución de las especies (Connell 1961; Silander & Antonovics 1982, Davis *et al.* 1998a y b; Pearson & Dawson 2003; Schmitz *et al.* 2003; Voigt *et al.* 2003; Suttle *et al.* 2007; Jeschke & Strayer 2008).

Los cambios en los ecosistemas en respuesta al cambio climático global podrían ser seguidos por variaciones drásticas en el funcionamiento y la sincronización de los estadios del ciclo vital y en las interacciones tróficas. En este contexto, el rol de los productores primarios en los cambios de los ecosistemas (perspectiva “de abajo-arriba”) como consecuencia del calentamiento global, ha sido ampliamente investigada. Por el contrario, las especies animales han quedado relegadas a un plano secundario, considerando que su redistribución sería consecuente con los cambios en la distribución de las plantas. Sin embargo, se han detectado cambios en los ecosistemas provocados por los depredadores secundarios (perspectiva “de arriba-abajo”) evidenciando el papel de las interacciones tróficas en los niveles más altos a la hora de moldear la estructura y las funciones de los ecosistemas como consecuencia del calentamiento global (Schmitz *et al.* 2003).

Además, por lo que concierne a las EEI, numerosos estudios demuestran que las interacciones bióticas difieren entre el lugar de origen de una especie y el de introducción, en el cual pueden encontrar menos enemigos naturales, competidores, etc. (por ejemplo Keane & Crawley 2002; Torchin *et al.* 2003; Reinhart & Callaway 2004; Mitchell *et al.* 2006; Hawkes *et al.* 2009).

A raíz de los argumentos aportados queda evidente que **las interacciones bióticas pueden afectar a la distribución de una especie**. Incluso cambios en los patrones de distribución de una única especie pueden tener repercusiones sobre otros organismos y sobre el ecosistema entero (Pearson & Dawson 2003; Schmitz *et al.* 2003). La omnipresencia en la naturaleza de estos y otros factores hace que su exclusión pueda dar lugar a errores apreciables en las predicciones aportadas por los modelos bioclimáticos (Davis 1998a; Pearson & Dawson 2003).

No obstante, dependiendo de la escala de aplicación de estos modelos, el error puede minimizarse ya que el clima juega un papel dominante sobre las interacciones bióticas (Pearson & Dawson 2003). Los resultados obtenidos por Beerling *et al.* (1995) para

Fallopia japonica, Huntley *et al.* (1995) para 8 especies vegetales, y por Pearson *et al.* (2002) para 32 especies de plantas, presentan elevados niveles de concordancia entre la distribución simulada por los modelos y la observada a escala continental (Europa), afianzando la utilidad de dichos modelos para previsiones a amplia escala geográfica así como cierta importancia a la hora de orientar decisiones políticas encaminadas a minimizar los efectos del cambio climático.

Los cambios evolutivos

Los cambios en la distribución de las especies y en su comportamiento observados hasta el momento, han sido generalmente atribuidos a la **plasticidad del fenotipo** (Bradshaw & Holzapfel 2006), considerando la evolución del genotipo un fenómeno más raro y ocurrencia sólo en una escala temporal muy amplia. Ambos modelos bioclimáticos asumen que la tasa de extinción es más rápida que la tasa de adaptación (Pearson & Dawson 2003) y que las propiedades funcionales de una especie (fenotipo y genotipo) son constantes en el espacio y en el tiempo (Jeschke & Strayer 2008).

No obstante, las diferencias en la plasticidad del fenotipo entre especies introducidas y autóctonas parecen importantes a la hora de modular una respuesta frente al cambio climático, siendo ésta a corto plazo una de las principales reacciones a los cambios ambientales.

La variación geográfica de la morfología (tamaño corporal y dimorfismo sexual) de *Rana catesbeiana* en relación con las diferencias climáticas de los nichos invadidos detectada por Xuan *et al.* (2009), sugiere la **importancia de tener en cuenta la plasticidad de una especie** con el fin de evitar errores predictivos en su futura distribución.

Sobre la importancia del papel que la plasticidad fenotípica juega en los procesos de invasión se ha abierto un amplio debate científico. Chown *et al.* (2007), en un estudio para determinar la función de la plasticidad fenotípica en artrópodos invasores y autóctonos frente al cambio climático, abren una nueva puerta sugiriendo que las mayores diferencias en las respuestas observadas no se deben tanto al grado de plasticidad fenotípica sino **a la forma que toma esta plasticidad**.

Por otro lado, varios estudios apuntan a que el cambio climático ha inducido **cambios en la genética de las poblaciones** de ciertas especies.

Bradshaw & Holzapfel (2001) han documentado cambios en la respuesta del fotoperiodo de *Wyeomyia smithii*; Réale *et al.* (2003) han observado modificaciones en el periodo de reproductivo de las poblaciones canadienses de *Tamiascurus hudsonicus* como resultado de cambios fenotípicos y genéticos en respuesta a las variaciones ambientales; Nussey *et al.* 2005 han revelado mediante un estudio a largo plazo en una población holandesa de *Parus major* una variación heredable en la plasticidad individual durante la época reproductora (los individuos con mayor plasticidad son favorecidos por la selección), como respuesta a la asincronía entre el propio período reproductivo y el de sus depredadores, coincidente con cambios en el clima.

A esto se añade cierta dosis de incertidumbre a la hora de predecir los efectos del cambio climático para especies poco longevas, con ciclo reproductivo rápido y con gran capacidad de dispersión que están más sujetas a ir contra rápidos cambios evolutivos (Capdevila-Argüelles & Zillett 2008).

La dispersión

Otro factor que los modelos bioclimáticos (ambos tipos) no tienen en cuenta es la **dispersión de las especies**, asumiendo que la capacidad dispersiva de una especie es ilimitada pudiendo ocupar todas aquellas áreas en las cuales el clima le es favorable (área de distribución potencial) y ninguna otra (Pearson & Dawson 2003; Jeschke & Strayer 2008).

Sin embargo este supuesto no tiene en cuenta factores que sí pueden influenciar los procesos de dispersión de las especies, como son las **características individuales** de una especie y la **estructura de los espacios** a través de los cuales dicha especie tendría que desplazarse. La fragmentación del paisaje, la presencia de barreras naturales y/o artificiales, la destrucción de hábitats, los cambios en el uso del suelo, etc. pueden constituir un obstáculo insuperable para la dispersión de una especie (Pearson & Dawson 2003).

La caracterización espacial y los tipos de cobertura del suelo pueden influir más que el propio clima a la hora de predecir la distribución de una especie como es, por ejemplo, el caso de los ecosistemas costeros, en los cuales la distribución de las especies está limitada geográficamente por el mar (Bakkeness *et al.* 2002).

No obstante, en los últimos años, tanto el rol de la cobertura del suelo como la habilidad

dispersiva de las especies han sido investigados. A macroescala (50 Km. de resolución), la cobertura del suelo parece ser principalmente determinada por el clima (Thuiller *et al.* 2004); sin embargo un análisis realizado a escala más fina por Luoto *et al.* (2006) apuntan a que la correlación entre esos dos factores resulta menor, soportando la idea de que la inclusión de ambas variables puede aportar información esencial en los modelos bioclimáticos (Pearson *et al.* 2004).

Por lo que concierne a la dispersión, varios autores, además de la hipótesis de la dispersión universal, han empezado a incluir escenarios en los cuales la dispersión es considerada nula. Proyectando diferentes escenarios, Thuiller *et al.* (2005a) estiman el grado de amenaza y el riesgo de extinción que las plantas sufrirán en Europa bajo los efectos del cambio climático, obteniendo resultados más severos bajo las condiciones de ausencia de migración. En un estudio sobre anfibios y reptiles Araújo *et al.* (2006) predicen una mayor posibilidad de declive para especies con limitada capacidad de dispersión concluyendo además que factores indirectos del cambio climático (como la menor disponibilidad de agua) tendrán un impacto más negativo que los propios efectos de la temperatura. Otros autores como Peterson *et al.* (2002) han optado por introducir una tercera hipótesis: la dispersión limitada a zonas contiguas. Así, en un análisis sobre el cambio en la distribución de 1870 especies en México, encuentran que las áreas de distribución de las especies se contraen y se expanden con igual frecuencia bajo las condiciones de migración universal, mientras que muestran una creciente tendencia a contraerse bajo las condiciones de las otras dos hipótesis (no dispersión y dispersión limitada a zonas contiguas). No obstante, el análisis repetido sobre 334 especies endémicas, para ninguna de las cuales se había previsto una ampliación de su distribución fuera del país (realizado con el objetivo de eliminar los sesgos introducidos por las fronteras políticas), muestra una marcada reducción del área de distribución sólo bajo la hipótesis de migración nula, apuntando para las otras dos hipótesis igual frecuencia en la contracción y expansión de las áreas de distribución.

Por otro lado Engler & Guisan (2009) aportan nueva información sobre el asunto mediante la implementación de MIGCLIM, un modelo que proyecta la futura distribución de las especies representando el hábitat disponible en función del clima, simulando la dispersión, la colonización, el incremento y la extinción de especies en el paisaje y permitiendo definir parámetros como la distancia de dispersión,

posibles barreras, la fragmentación del hábitat, la dispersión estocástica a larga distancia (LDD) o el incremento del potencial reproductivo en el tiempo. Aplicado a dos especies vegetales y pese a una serie de limitaciones para su uso (requerimiento de un profundo conocimiento de la ecología de las especies modelizadas, problemas de calibración, etc.) la simulación ha indicado que: **a)** que el uso de parámetros de dispersión cercanos a la realidad produce una diferencia del 95% en el área de distribución proyectada en comparación con los modelos que adoptan la hipótesis de no dispersión; **b)** que esta discrepancia se incrementa bajo los escenarios climáticos más extremos y a lo largo del tiempo; **c)** que la incertidumbre asociada con el escenario de calentamiento puede ser tan grande como aquella relativa a los parámetros de dispersión; **d)** que la inclusión de la dispersión en los modelos reduce la incertidumbre en las proyecciones de las áreas de distribución de las especies bajo los efectos del cambio climático.

Considerando lo anteriormente expuesto se deduce **que la capacidad de dispersión de una especie junto con la tipología del entorno (presencia de barreras) condicionan la futura distribución de una especie.**

Sin embargo, la dispersión no siempre se manifiesta como un proceso gradual en el cual un organismo ocupa progresivamente áreas contiguas sino que puede producirse a larga distancia, con diferentes velocidades y/o 'por saltos'. Cain *et al.* (2000) aportan datos sobre el papel de la dispersión a larga distancia en plantas, un factor que ha permitido por ejemplo a ciertas especies vegetales colonizar islas oceánicas. Nathan (2006) subraya la importancia de la participación de procesos complejos y estocásticos que pueden estar a la base de la dispersión a larga distancia de ciertas especies vegetales así como la implicación de múltiples vectores (incluso en ausencia de adaptación específica para cada uno) que constituyen, probablemente, la regla más que la excepción y que pueden actuar de manera diferente a diferentes escalas. En un estudio para predecir la futura distribución de mariposas en el Norte de Europa, Mitikka *et al.* (2008) apuntan a que condiciones climáticas particularmente favorables han permitido en alguna ocasión a alguna especie de mariposa superar la barrera geográfica constituida por el Mar Báltico. Así mismo, los autores apuntan posibles diferencias en la respuesta de diferentes sub-poblaciones de mariposas al cambio climático, un hecho que puede abrir nuevas problemáticas a la hora de predecir la futura distribución de las especies.

Bajo este prisma, el supuesto de la dispersión universal cobra cierto sentido a la hora de predecir áreas potencialmente colonizables para especies que tienen una elevada capacidad dispersiva (sobre todo a larga distancia) o para EEI (introducciones primarias) cuya dispersión es favorecida por las actividades humanas.

Otros factores

Además de los elementos anteriormente analizados, existen otra serie de factores (por ejemplo, la metodología estadística, la escala geográfica de aplicación, etc.) que hay que tener en cuenta a la hora de aplicar e interpretar correctamente dichos modelos.

Los modelos bioclimáticos empíricos adoptan varios métodos estadísticos para predecir la distribución de una especie frente al clima, entre los que se pueden encontrar: regresión logística, modelo lineal generalizado (acrónimo en inglés GLM), modelo aditivo generalizado (acrónimo en inglés GAM), cinturón climático (por ejemplo BIOCLIM, CLIMEX, etc.), árbol de clasificación y de regresión (acrónimo en inglés CART), redes neuronales artificial (acrónimo en inglés ANN) y algoritmo genético basado en reglas (acrónimo en inglés GARP). Definir cual de ellos es el más apropiado es una tarea complicada. En algunos estudios recogidos por Jeschke & Strayer (2008) se han comparado estos métodos para establecer cual de ellos tiene el mayor poder predictivo. Según los resultados, las **redes neuronales artificiales** (ANN) han mostrado el mejor rendimiento a la hora de modelizar la distribución de las especies en función del clima, seguidas respectivamente por el modelo aditivo generalizado (GAM), el modelo lineal generalizado (GLM), el cinturón climático, y el algoritmo genético basado en reglas (GARP). No obstante, los autores señalan una gran variabilidad en los resultados obtenidos y anotan que ninguna técnica supera a las otras en eficacia. Los autores concluyen, además, que la elección del método depende de múltiples factores (el conjunto de datos, la especie, etc.), que la evaluación necesita estar vinculada más estrechamente a sus usos específicos previstos y que en el caso de aplicaciones para predecir la respuesta de la especie al cambio climático la eficacia del modelo debería ser probada mediante validación independiente.

El desarrollo, la aplicación y la interpretación de los resultados que estos modelos ofrecen requiere, por lo tanto, una comprensión adecuada de las metodologías utilizadas (técnica de modelado, validación etc.), siendo necesario

su perfeccionamiento y ampliación mediante la inclusión de los factores no climáticos (Heikkinen *et al.* 2006).

Bajo esta perspectiva, los modelos bioclimáticos empleados a macroescala (en este caso, la influencia de las variaciones macroclimáticas es predominante sobre otros factores) pueden proporcionar una primera y útil evaluación ('primer filtro') de la posible magnitud y del patrón general de los impactos futuros del cambio climático en la distribución de especies (Pearson & Dawson 2003; Heikkinen *et al.* 2006; Foody 2008).

Sin embargo, la realización de predicciones a pequeña escala (disminuye la importancia del clima como único factor limitante) requieren la integración de las interacciones entre la complejidad de factores que afectan a la distribución de las especies (por ejemplo las interacciones bióticas, la dispersión, la topografía, el microclima, etc.) (Pearson & Dawson 2003; Heikkinen *et al.* 2006; Thuiller *et al.* 2008).

Modelos alternativos

Junto con los modelos bioclimáticos, se han desarrollado en el pasado **otros modelos** (modelos dinámicos de vegetación mundial, acrónimo en inglés DGVMs) enfocados en la predicción de cambios en la dinámica de grupos de especies vegetales con forma y función parecida en el ecosistema (tipos funcionales de plantas) en respuesta al clima y desde una perspectiva biogeoquímica (vinculación entre los procesos físicos y fisiológicos). Estos modelos abordan cuestiones como los efectos de aumento en los niveles de CO₂ atmosférico sobre el clima, incorporando los mecanismos de retroalimentación entre el clima y la dinámica de la vegetación y considerando cómo los cambios en la vegetación afectarán al funcionamiento de los ecosistemas (Jeltsch *et al.* 2008, Morin & Thuiller 2009). No obstante, la complejidad de estos modelos dificultaba su parametrización y validación, además de no caracterizarse por una aproximación especie-específica (Pearson & Dawson 2003; Morin & Thuiller 2009).

El sucesivo desarrollo de **modelos híbridos** a partir de los DGVMs, como LPJ-GUESS (Smith *et al.* 2001) ha encontrado una mayor aplicación (ver listado de publicaciones recogido en la Web de la Universidad de Lund, Suecia, 2009) resultando de cierto interés a la hora de encontrar respuestas sobre los futuros efectos del cambio climático en los ecosistemas. Sin embargo, su sofisticación, la necesidad de

disponer de muchos datos y de un detallado conocimiento de los procesos ecológicos (generalmente no disponible para un gran número de especies y regiones) limitan su utilidad (Thuiller *et al.* 2008).

El debate científico y la investigación sobre estos modelos sigue abierta, con el objetivo de buscar ‘un compromiso entre realismo, precisión y complejidad – simplicidad’ (Thuiller *et al.* 2008) y poder responder a la impelente demanda de disponer de herramientas que permitan orientar la toma de decisiones y la planificación de políticas de gestión.

Aplicación de los modelos bioclimáticos a las EEI

Frente a los problemas (ecológicos, económicos y sanitarios) que las EEI acarrearán cabe preguntarse cómo y hasta qué punto los modelos bioclimáticos pueden ser una herramienta útil a la hora de predecir su distribución bajo los efectos del cambio climático.

Aunque la atención de los investigadores se haya centrado principalmente sobre los efectos del cambio climático en la biodiversidad, se encuentran en la literatura aplicaciones a diferentes escalas geográficas de los modelos bioclimáticos para EEI de las que se aportan a continuación algunos ejemplos.

Beerling *et al.* (1995) correlan la distribución de *Fallopia japonica* con el clima para poner a prueba la capacidad predictiva de la respuesta de las superficies. Los autores concluyen que, aunque los resultados indiquen tanto la posible magnitud de los impactos del cambio climático así como las regiones que pueden ser susceptibles a la invasión, existen una serie de limitaciones al no tener en cuenta estos modelos los efectos directos del CO₂ y su interacción con la respuesta fisiológica de la especie al clima. Así mismo, el modelo no tiene en cuenta las interacciones potenciales derivadas de los cambios en la composición del ecosistema en respuesta al clima.

Peterson *et al.* (2003) predicen satisfactoriamente (mediante el GARP) la distribución potencial de cuatro especies de plantas invasoras en Norteamérica (*Hydrilla verticillata*, *Elaeagnus angustifolia*, *Lespedeza cuneata* y *Alliaria petiolata*). Sucesivamente, en un estudio para predecir el impacto de *Anoplophora glabripennis* en Norteamérica, tras reconocer la utilidad de los resultados como una primera aproximación al problema, evidencian la necesidad de tener en cuenta los parámetros

de dispersión y así como factores dependientes de la densidad (Peterson *et al.* 2004).

El mismo algoritmo es utilizado por Iguchi *et al.* (2004), los cuales aplican los modelos bioclimáticos (GARP) para predecir los enclaves potencialmente favorables de dos especies invasoras (*Micropterus salmoides* y *Micropterus dolomieu*) en Japón. Las interacciones bióticas no son tenidas en consideración, ya que éstas cobran importancia tras la introducción de una especie. Los resultados obtenidos apuntan a una excelente capacidad predictiva del modelo.

Underwood *et al.* (2004) también adoptan la misma metodología para predecir los patrones de invasiones de plantas no nativas en el Parque Nacional de Yosemite (California, EEUU). La validación de los resultados obtenidos indican una buena capacidad predictiva del modelo. Sin embargo los autores invitan a interpretar con cierta precaución los resultados debido a que los datos no han sido recolectados de forma específica para el modelo y apuntan en la discusión a una serie de deficiencias del sistema.

Thuiller *et al.* (2005b) demuestran la utilidad del uso de los modelos bioclimáticos a la hora de predecir las áreas potencialmente invasibles por especies vegetales invasoras. Escogiendo Sudáfrica como región donante, los autores modelizan a nivel global la probabilidad de invasión de 96 taxones vegetales (especies y subespecies). Las probabilidades acumulativas de idoneidad climática muestran que las regiones con elevado riesgo de invasión son limitadas en el espacio. Sin embargo, éstas coinciden con enclaves de alta importancia para la biodiversidad. Estas probabilidades estarían correlacionadas significativamente con el número de EEI registrado en las áreas naturales de su lugar de origen, evidenciando el papel fundamental del clima en la definición del potencial de invasión. En sus conclusiones los autores apuntan que el buen funcionamiento de estos modelos depende de la **disponibilidad de datos** sobre las especies en la región donante, evidenciando su importancia a la hora de predecir una invasión.

De forma similar, los modelos bioclimáticos se han utilizado para proyectar la distribución potencial de *Dreissena polymorpha* en Estados Unidos (Drake & Bossenbroek 2004), de *Cyprinus carpio* y *Oreochromis niloticus* en las Américas (Zambrano *et al.* 2006), de *Hypophthalmichthys molitrix* y *H. nobilis* en Norteamérica (Chen *et al.* 2007), de *Chromolaena odorata* a nivel global (Galdini Raimundo *et al.* 2007), etc.

La relación entre el cambio climático y las EEI es abordado, por ejemplo, por Roura-Pascual *et al.* (2004), que mediante el uso de GARP obtienen modelos altamente predictivos para la especie *Linepithema humile* tanto en el área nativa como en las invadidas. La proyección de los modelos de nicho ecológico bajo cuatro diferentes escenarios del calentamiento global revela una retracción de la especie en zonas tropicales y una expansión a latitudes más altas. Pese a la validez de los resultados, los autores apuntan a que los modelos empleados no tienen en cuenta **interacciones de tipo antrópico** pudiendo subestimarse de esta manera la distribución potencial de la especie. Sugieren además la necesidad de integrar factores como el uso del suelo así como otros de tipo atropogénico con el objetivo de aumentar el poder predictivo de estos modelos y ofrecer una perspectiva de los factores específicos responsables de una distribución más detallada.

Beaumont *et al.* (2009) proyectan para diferentes especies de *Hieracium* una contracción de su distribución en Australia. Mediante el paquete estadístico utilizado, BIOMOD, que efectúa proyecciones de ocho diferentes modelos de nicho ecológico, los autores encuentran diferencias sustanciales en las proyecciones realizadas de la actual y futura distribución de las especies. Fundamentándose en los datos obtenidos, los autores inciden en que la toma de decisiones para la gestión de una especie debe basarse en el resultado coincidente de más de un modelo. Así mismo concluyen que los resultados de estos modelos tienen que considerarse una primera aproximación al problema ya que no tienen en cuenta factores como la dispersión y los eventos estocásticos espaciales y temporales y las interacciones bióticas que pueden cambiar bajo los efectos del cambio climático.

Factores a tener en cuenta para la modelización de las invasiones biológicas bajo los efectos del cambio climático

Si predecir con precisión el efecto del cambio climático sobre las especies nativas es difícil, hacerlo para EEI podría llegar a ser incluso más complejo.

De hecho Williamson (2006) se muestra bastante crítico sobre el poder predictivo de los modelos bioclimáticos. **Los modelos bioclimáticos se utilizan para explicar y predecir.** Sin embargo, en el caso de las invasiones biológicas, existen una serie de

argumentos por los cuales la descripción climática de un área podría no servir para una predicción satisfactoria. La variedad de algoritmos disponibles, las diferencias de resultados proporcionados en los ajustes de las áreas de distribución observadas y proyectadas, la presencia de poblaciones no nativas de una misma especie en zonas contiguas a las nativas y la falta de una plena comprensión de las causas que explican los límites de distribución proyectarían, según el autor, un gran número de dudas sobre la idoneidad de estos modelos. Williamson concluye que los resultados que se obtienen ofrecen **explicaciones útiles pero limitadas predicciones sobre el comportamiento de las especies introducidas.** Pero ni la descripción es explicación y mucho menos predicción.

De cara al cambio climático podría ser útil analizar las respuestas de las EEI de forma separada de las de las especies autóctonas. Muchas especies autóctonas son raras mientras que las EEI generalmente son abundantes. En muchos casos las características biológicas entre ambas difieren (las invasoras muestran generalmente rangos de tolerancia más amplios a diferentes condiciones, fases juveniles más rápidas, etc.) siendo afectadas sus respuestas por un clima cambiante. Por último, los objetivos de gestión son completamente diferentes: control frente a conservación (Hellmann *et al.* 2008).

La distribución actual de las especies autóctonas podría no encontrarse en equilibrio con el clima actual. Ni siquiera su establecimiento potencial y/o expansión podrían estar determinados necesariamente y primordialmente por el clima. Las razones que hacen que las especies exóticas se vuelven en invasoras pueden depender de muchos factores independientes del clima (la resiliencia de los ecosistemas, las interacciones bióticas, etc.). De la misma manera, su dispersión no depende sólo de mecanismos naturales ('autoexpansión') sino también de una amplia gama de vías de entrada y vectores relacionados con las actividades antrópicas. Ha de suponerse que un gran número de especies (entre ellas, plagas, enfermedades infecciosas, etc.) acompañarán a las personas desplazadas por el impacto del calentamiento global (hasta 150 millones de personas en 2050) (Dupont & Pearman 2006; Low 2008).

El comportamiento tanto actual como latente de las EEI en respuesta al cambio climático es difícil de predecir ya que cambios en el contexto actual podrían actuar como un disparador negativo o positivo por sí solos o en combinación con otros factores que representan o no una condición limitante para las especies, y

por tanto su distribución futura podría abarcar nichos muy diferentes.

En la actualidad se sigue prestando poca atención al riesgo derivado de cambios evolutivos que pueden afectar a las EEI una vez que se han establecido en un nuevo territorio, en el cual están sujetas a presiones selectivas e hibridación. Sin embargo hay un número creciente de pruebas de que las especies alóctonas introducidas (plantas de cultivo y animales domésticos incluidos) pueden hibridarse con cierta frecuencia con especies autóctonas genéticamente afines así como con otros taxones introducidos, lo que conlleva un riesgo creciente de que la hibridación pueda no sólo afectar a la integridad genética de la biodiversidad autóctona, sino también causar fenómenos de extinción (Cox 2004; Largiadèr 2007). La hibridación y la introgresión son fenómenos muy frecuentes y juegan un rol muy importante en las especies vegetales y animales a nivel intra e inter específico. Sus efectos no se limitan a acelerar la sustitución de las especies nativas causando una pérdida de diversidad genética sino que pueden actuar en combinación con otros factores (por ejemplo perturbaciones en el hábitat) dando lugar a nuevos taxones híbridos invasores (Largiadèr 2007). Además, a medida que la población invasora crece, su influencia puede acelerar el cambio evolutivo de las especies nativas (Cox 2004).

Este riesgo se incrementa también con la introducción de organismos seleccionados mediante técnicas de ingeniería genética (por ejemplo especies tolerantes, resistentes a las enfermedades, etc.) que tienen cercanía genética con especies silvestres nativas (Cox 2004).

En este contexto, la adaptación genética de las especies exóticas y exóticas invasoras en respuesta a nuevos entornos dinámicos presenta un serio desafío a la hora de proyectar su futura distribución.

La hipótesis de que el problema de las invasiones biológicas será afectado por los efectos del cambio climático, aparece firmemente soportada (Mooney & Hobbs 2000; Gritti *et al.* 2006; Thuiller *et al.* 2007; Hellmann *et al.* 2008; Walther *et al.* 2009). Hay una amplia serie de procesos que están cambiando, cada uno de los cuales muy probablemente acelerará la mezcla de especies a nivel global favoreciendo un aumento en el número de EEI (Mooney & Hobbs 2000). En este contexto el cambio climático facilita que las especies alóctonas puedan cruzar sus límites geográficos naturales, llegar a nuevos lugares y convertirse en un nuevo elemento de la biota local (Walther *et al.* 2002). Mientras que las actividades

humanas promueven el movimiento de especies, su posterior supervivencia, reproducción y difusión en la nueva ubicación implica la presencia de perturbaciones debidas, por ejemplo, al cambio climático (Walther *et al.* 2002). La deposición de nitrógeno, el aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera, el calentamiento global, la frecuencia de los incendios, los cambios en los patrones de precipitación, junto con la modificación del uso del suelo tendrán un papel cada vez más relevante en el éxito de las EEI (Mooney & Hobbs 2000). Los ejemplos incluyen especies de aguas cálidas que han aparecido recientemente en el Mediterráneo, plantas termófilas que se extienden al medio natural tras ‘escaparse’ de condiciones controladas, o la llegada de organismos indeseados tales como enfermedades transmitidas por vectores (Walther *et al.* 2002).

El cambio climático tiene el potencial para modificar el impacto de las EEI actuando sobre su lugar de origen así como sobre sus vías de entrada y zonas receptoras (ver fig. 11) (Hobbs & Mooney, 2005). Si el cambio climático altera cualquier fase del proceso de invasión (incluyendo sus interacciones), las EEI podrían beneficiarse de estas nuevas condiciones. En este contexto, es importante detectar qué fases del proceso de invasión pueden verse afectadas por el cambio climático

El cambio climático influye en las especies invasoras afectando a sus vías de entrada, establecimiento, dispersión y colonización de nuevos hábitats. Es importante subrayar que existe la posibilidad de que algunas especies que actualmente no son invasoras puedan convertirse en invasoras por las consecuencias del cambio climático, mientras que otras que ya lo son, podrían convertirse en una mayor amenaza o por el contrario sucumbir (Hellmann *et al.* 2008).

Es probable que el cambio climático *per se*, tenga un impacto limitado sobre el movimiento de las EEI a lo largo de las rutas comerciales. Sin embargo, los nuevos patrones de comercio internacional que podrían surgir en respuesta al cambio climático, sí tienen el potencial de alterar la composición de las especies invasoras que se están difundiendo en todo el mundo (Hellmann *et al.* 2008).

La alteración de las rutas de transporte influye directamente sobre la presión del propágulo bien porque se incrementa el transporte o se genera una nueva ruta entre dos regiones (efecto del cambio climático sobre políticas económicas), bien por una mayor tasa de supervivencia del mismo durante el

desplazamiento (efecto del cambio climático sobre los procesos biológicos relacionados con el transporte). El cambio climático puede afectar la viabilidad turística o productiva de una región que genera la implementación de nuevos destinos y *partners* comerciales (y en

consecuencia afectando a las rutas) (Hellmann *et al.* 2008).

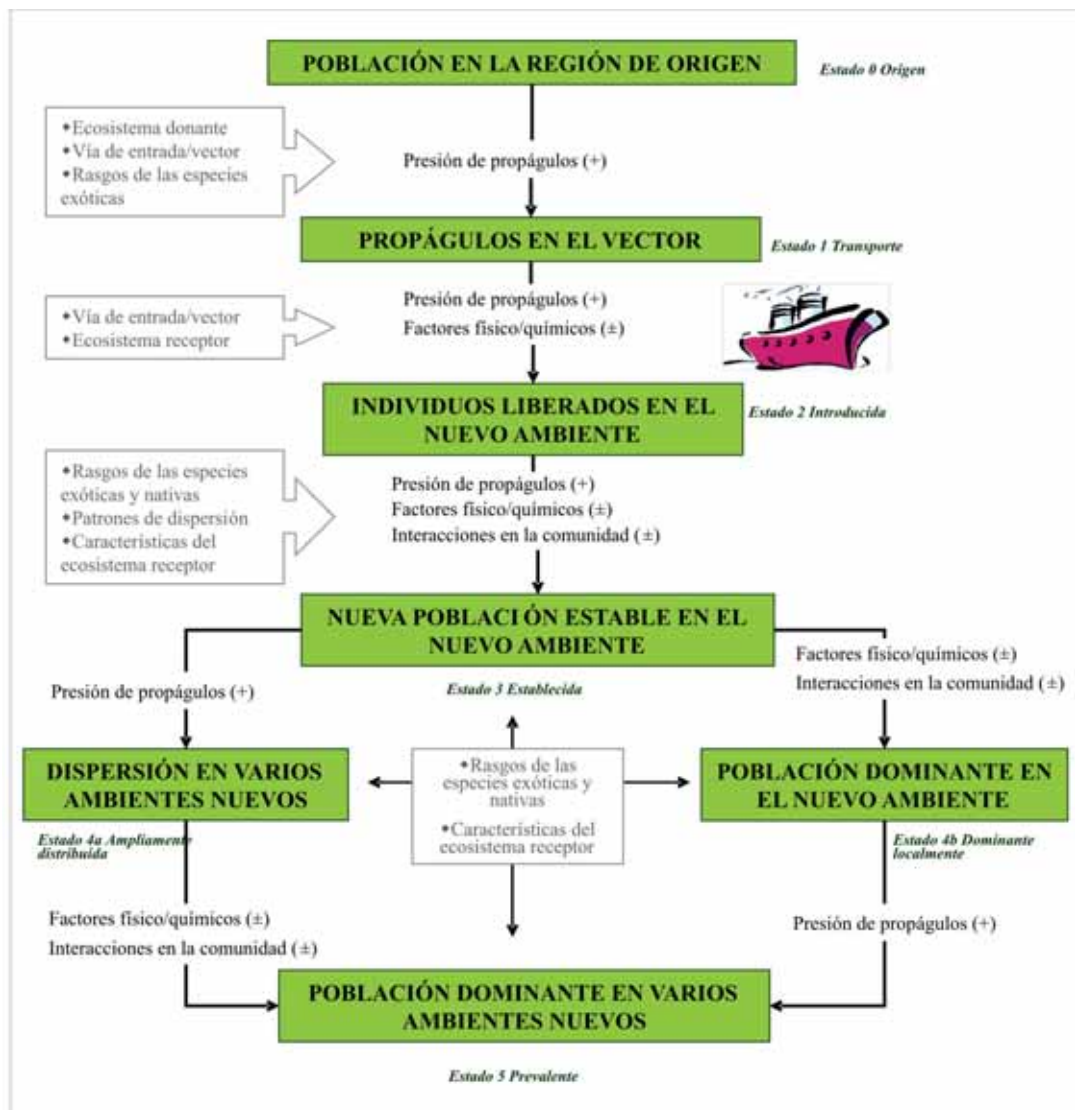


Figura 11: Proceso de una invasión. (Modificado de Occhipinti-Ambrogi 2007).

El deshielo del Ártico podría generar un nuevo pasaje al Noroeste que acortaría tiempo de navegación para el transporte internacional afectando así la supervivencia de los organismos que se desplazan asociados a este medio de transporte (Hellmann *et al.* 2008).

Los eventos extremos (huracanes) y otros fenómenos asociados al cambio climático (por ejemplo, cambios en los patrones de circulación atmosférica) influyen sobre la dispersión a larga distancia de las especies pudiendo favorecer la dispersión de EEI (Greenslade *et al.* 1999; Hellmann *et al.* 2008).

Los patrones de dispersión son determinados por las características intrínsecas de las especies involucradas, la idoneidad y estructura de los ecosistemas receptores para la propagación y la incidencia de eventos climáticos extremos. Las tormentas, las estaciones de lluvias prolongadas, las inundaciones, etc., podrían favorecer la dispersión de muchos invasores. El viento juega un papel importante en las rutas migratorias a larga distancia de muchas especies; cambios en los patrones de las corrientes aéreas originados por el cambio climático tienen el potencial de afectar a las pautas de migración de algunas plagas como las langostas o las polillas, etc. Además, es muy probable que los gradientes climáticos desempeñen un papel en la

determinación de la tasa y dirección de propagación de las EEI. Las perturbaciones y los cambios en el uso del suelo ofrecen a nuevas especies la oportunidad de colonización y expansión. De hecho, los cambios de uso del suelo son a menudo provocados por el uso de especies introducidas (nuevas especies cultivables, plantaciones arbóreas, etc.).

En el caso de las introducciones intencionales, la invasión es en muchos casos asistida por el hombre. De cara a conservar especies que peligran por los efectos del cambio climático las migraciones asistidas podrían generar nuevas invasiones aunque este riesgo parece ser relativamente pequeño. Los autores (Mueller & Hellmann 2008) señalan que el riesgo de fracasar a la hora de establecer una población viable mediante migración asistida es mayor que el riesgo de producir involuntariamente una invasión. De cara a la migración asistida es necesario analizar a fondo los riesgos: derivados de no actuar, de fracaso, o de crear una nueva invasora.

Numerosas EEI dependen de la alteración de los ecosistemas receptores para su colonización y establecimiento. El éxito de una invasión también depende de ciertas características del ecosistema de acogida: oportunidades para la colonización, cambios en los patrones atmosféricos, la idoneidad del hábitat, la disponibilidad de recursos y las características de la comunidad receptora, juegan un papel importante. La resistencia ecológica de un ecosistema a la invasión podría disminuir a causa del cambio climático. Las especies residentes podrían volverse progresivamente menos capaces de adaptarse al medio cambiante, mientras las especies introducidas podrían tener una mayor capacidad de adaptación y por lo tanto ser más competitivas (Walter *et al.* 2009). Los fenómenos extremos (por ejemplo, graves y prolongadas sequías) relacionados con el cambio climático pueden causar un impacto importante sobre los sistemas biológicos, volviéndoles más vulnerables a la invasión de especies autóctonas.

En relación a las perturbaciones de los ecosistemas, Low (2008) pone de manifiesto que algunas especies nativas podrían verse favorecidas por las nuevas condiciones climáticas, a expensas de otras. Por ejemplo, condiciones más cálidas han favorecido el ataque de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) sobre poblaciones relictas de *Pinus sylvestris* en el sur de España (Sierra Nevada y Sierra de Baza) (Hódar *et al.* 2002). En el área de las Montañas Rocosas (Estados Unidos), el aumento de la abundancia

del escarabajo del pino de montaña (*Dendroctonus ponderosae*) que ha duplicado su capacidad reproductiva en respuesta a temperaturas más cálidas, está favoreciendo la transmisión de un hongo (*Cronartium ribicola*) a las coníferas de América (Parmesan 2006; Low 2008).

De forma parecida, en los bosques montanos de Europa, el escarabajo *Ips typographus* está cambiando el voltinismo como consecuencia del excesivo calentamiento a elevadas altitudes (Lange *et al.* 2006), pudiendo ocasionar brotes sin precedentes (Walther *et al.* 2009).

Este hecho impone una serie de problemas de gestión como el tener que tomar en cuenta los riesgos derivado del **desplazamiento de las especies más desfavorecidas**, así como las **condiciones ecológicas creadas por las nuevas especies dominantes** que podrían actuar como un disparador para las EEI y potencialmente invasoras (Low 2008).

Los cambios de uso del suelo que incrementan la fragmentación del hábitat y alteran los regímenes de perturbación de los ecosistemas favorecerán un número cada vez mayor de especies alóctonas (Dukes & Mooney 1999; Hobbs & Mooney 2005). **En un paisaje fragmentado y degradado que experimenta rápidos cambios ambientales, los nichos disponibles para las EEI podrían aumentar.** Los cambios de uso del suelo inducen un cambio biótico de dos formas, provocando, por un lado, alteraciones en el entorno que brindan oportunidades a las invasiones biológicas, y por otro, poniendo en contacto especies de diferentes regiones biogeográficas con el ecosistema alterado.

Los rasgos biológicos inherentes a cada especie (nativa y exótica) pueden desempeñar un papel importante en el impacto de las especies exóticas. Éstos incluyen el número de semillas/propágulos producidos en cada generación, la amplitud del espectro alimentario, las dimensiones del territorio, la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico, el tamaño corpóreo, la adaptación al fuego, el grado de poliploidía, etc. No obstante, los rasgos biológicos no son un factor determinante para predecir si una especie tiene el potencial para ser un buen invasor o no. Pese a esto, es posible detectar algunos rasgos que podrían desempeñar un papel substancial a la hora de 'predecir' el éxito de un futuro invasor.

Los procesos de invasión están constituidos por una compleja secuencia de eventos y existen muchas incertidumbres... Cada etapa se caracteriza por diversos factores económicos, biogeográficos, ecológicos y evolutivos

singulares (Williamson 2006). Los procesos de invasión vinculados con el cambio climático

evidencian algunas cuestiones a resolver en el futuro (Dukes y Mooney 1999):

¿Cómo serán afectadas por el cambio climático las vías de entrada de las EEI?

¿Se volverá algún tipo de ecosistema más o menos susceptible a ser invadido?

¿Se volverá invasora alguna especie exótica actualmente inocua?

¿Cómo cambiará el impacto de las EEI ya establecidas? ¿Disminuirá o se agravará?

¿Cómo afectará el cambio climático a la eficiencia de la gestión de las EEI?

Otro elemento a tener en cuenta es que el efecto del cambio climático sobre los riesgos asociados a las EEI dependerá de la sensibilidad de las especies al clima y del ecosistema de acogida específico y de la región, lo que hace difícil señalar con certeza qué especies podrían ser más o menos problemáticas. Dado el nivel de incertidumbre, la prevención de las invasiones (y el proceso de minimización de riesgos) es de vital importancia.

La identificación de especies con elevado potencial invasor (alto riesgo), su detección temprana y el despliegue de planes de contingencia (respuesta rápida), incrementarán la eficacia en la gestión del problema. Las estrategias de bioseguridad tendrán que incorporar cada vez más las proyecciones del cambio climático en las evaluaciones de gestión de riesgos.

Cómo el cambio climático influye en las invasiones biológicas deja un margen considerable para la investigación de grupos interdisciplinarios. La investigación es crucial para entender las interacciones entre el cambio climático y las invasiones biológicas. No obstante, cabe precisar que las EEI y sus

consecuencias son un problema actual, que requiere no sólo una aproximación teórica, sino también un enfoque cooperativo y pragmático.

Conclusiones y recomendaciones

Pese a las limitaciones ilustradas anteriormente y a la necesidad de seguir investigando en este campo, los modelos predictivos constituyen una herramienta útil a la hora de establecer estrategias a largo plazo para la gestión de EEI.

Prevenir la introducción de aquellas especies que puedan beneficiarse del cambio climático y predecir su distribución gestionando cuidadosamente la conectividad del medio para minimizar su dispersión hacia nuevas áreas, es posiblemente la mejor forma de salvaguardar la resiliencia de los ecosistemas.

No obstante, de cara a la gestión, la inclusión de consideraciones relativas al cambio climático no puede ser ni un procedimiento separado de los análisis de riesgos, ni generalizado para todas las especies exóticas e invasoras, sino que hay que tener en cuenta el estatus de cada una de ellas y su capacidad de supervivencia a largo plazo.

Con el objetivo de facilitar la decisión de **cuándo** hay que tener en cuenta el cambio climático como una **variable más en los análisis de riesgos** para EEI, se proponen los siguientes **criterios**:

TENER EN CUENTA EL CAMBIO CLIMÁTICO	NO TENER EN CUENTA EL CAMBIO CLIMÁTICO
Especies exóticas e invasoras ya establecidas	-
Especies exóticas e invasoras introducidas accidentalmente que tienen capacidad de supervivencia en las condiciones actuales.	Especies exóticas e invasoras introducidas accidentalmente que no tienen capacidad de supervivencia en las condiciones actuales.
Especies exóticas importadas de forma intencionada cuyo riesgo de volverse invasoras en las condiciones es nulo actuales o despreciable (ya que los riesgos podrían aumentar en el tiempo bajo los efectos del cambio climático).	Especies exóticas importadas de forma intencionada cuyo riesgo de volverse invasoras en las actuales condiciones es elevado (ya que directamente no se debería autorizar su introducción)

Modificado de Policy Research Initiative (2008)

No obstante, se hace hincapié en que en ausencia de los análisis de riesgos como eje central de una política de prevención para frenar las invasiones biológicas, la formulación de proyecciones sobre la futura distribución de EEI se vuelve en un mero ejercicio académico.

Dado que en España hasta la actualidad, ni se utilizan los análisis de riesgos, ni se han relacionado consideraciones sobre el cambio climático con las EEI, queda patente que su puesta en marcha a corto plazo es imprescindible para enfrentarse al problema.

Una manera lógica de integrar el cambio climático en las evaluaciones de riesgo para EEI es **identificar y evaluar el riesgo usando las herramientas existentes de modelización para predecir la distribución de las especies de acuerdo con el clima regional** a fin de crear un punto de partida. En este contexto, el empleo de datos climáticos (actuales y proyectados) pueden proporcionar una idea de cómo el riesgo asociado a una EEI puede cambiar en el espacio y en el tiempo, facilitando la toma de decisiones y el desarrollo de políticas de mitigación o adaptación.

No obstante, la fiabilidad de las predicciones depende de la disponibilidad de datos precisos sobre la distribución geográfica de las especies y del clima correspondiente.

En el caso de las EEI los conocimientos sobre su actual distribución en España son a día de hoy muy fragmentarios y heterogéneos (ver capítulo 3) siendo necesario realizar un **esfuerzo para incrementar la información, aunar aquella que ya está disponible y mantenerla actualizada.**

Por lo que concierne a los datos climáticos, están disponibles actualmente los escenarios climáticos regionalizados (proceso de reducción de escala) para España producidos recientemente (2009) por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y en proceso de continua revisión y actualización.

Sobre la base de estos datos y para obtener una primera aproximación a la futura distribución de las EEI, el uso de modelos bioclimáticos constituye el primer paso.

Para llevar a cabo estos análisis existen en el mercado diferentes paquetes de software, entre ellos CLIMEX y BIOMOD.

El primero, desarrollado en Australia, tiene un uso muy extendido y en su versión 3.0 está equipado con una base de datos de registros de alrededor de 2400 estaciones meteorológicas a nivel mundial, abasteciendo dos herramientas de

trabajo: *Climex model* y *Match climates function* (Gjershaug *et al.* 2008).

Climex model, un modelo genérico de la respuesta de los organismos al clima, permite predecir la distribución de las especies. No obstante, requiere conocimientos detallados sobre el clima, la distribución de las especies y sus requerimientos ecológicos (Gjershaug *et al.* 2008).

Match climates function provee un método para identificar, independientemente de la especie, lugares con climas similares, permitiendo comparar diferentes parámetros climáticos entre varias localidades (por ejemplo de lugares de origen y de destino de una especie). Los resultados son presentados como una serie de índices de coincidencia que indican la fiabilidad de la variable climática seleccionada. Esta función se ha utilizado en muchos casos para determinar las áreas con riesgo de invasión (Gjershaug *et al.* 2008).

BIOMOD es una sofisticada plataforma informática que pretende maximizar la exactitud de las predicciones de la actual distribución de las especies y la fiabilidad de la futura. El programa permite modelizar la distribución de las especies mediante varias técnicas (GLM, GAM, MARS, CTA, MDA, GBM, RSE, Random Forest y ANN) y testar los modelos, proyectar la distribución de las especies en diferentes condiciones ambientales (por ejemplo, cambios en el clima o de uso del suelo) y con diferentes supuestos de dispersión (Thuiller *et al.* 2009).

No obstante, hay que tener en cuenta que los resultados que se derivan de este tipo de análisis tienen que interpretarse con cierta cautela ya que otros factores independientes del clima pueden influir sobre la distribución de las EEI (como por ejemplo las interacciones bióticas, la caracterización espacial y los tipos de cobertura del suelo, las interacciones antrópicas, etc.).

Por tanto, con el objetivo de alcanzar una mayor precisión en las predicciones, **estos métodos tienen que complementarse en la medida de lo posible con ulteriores técnicas de análisis.** En este contexto cobra particular interés una herramienta novedosa como *MIGCLIM*, una extensión de ArcGIS que permite la simulación de la dispersión de plantas bajo escenarios de cambio climático y la fragmentación del paisaje y la aplicación de parámetros, tales como la presencia de barreras, el aumento de la capacidad de reproducción en el tiempo, etc. (Engler & Guisan 2009). Aunque no exenta de limitaciones, esta herramienta merece una inversión en términos de esfuerzo investigativo para su corroboración e implementación.

Por último, se deberían asociar las proyecciones climáticas regionales con otros factores (de tipo antrópico) que pueden favorecer la entrada y/o la dispersión de EEI. Mediante los sistemas de información geográfica (SIGs) la combinación de diferentes capas de datos (expansión urbana, corredores de transporte, zonas perturbadas, etc.) con la información ambiental (incluyendo el clima) puede facilitar la identificación de zonas con alto riesgo de invasión y por tanto la puesta en marcha de medidas de prevención.

Debido a la importancia que los mapas de riesgos tienen a la hora de influir en las decisiones sobre políticas de gestión (Venette et al. 2010), se recomienda que:

- i. La toma de decisiones para gestionar EEI se fundamente en los resultados coincidentes de diferentes técnicas de análisis que tengan en cuenta más de un factor (no sólo el clima) así como diferentes escalas operativas.
- ii. Se fomente la investigación sobre modelos predictivos y su integración con otras técnicas de análisis.
- iii. Los analistas responsables de la producción de los mapas proporcionen información sobre la metodología empleada y declaren explícitamente el nivel de incertidumbre asociado.
- iv. Se pongan todos los medios para asegurar la disponibilidad y la accesibilidad a los datos.
- v. Se elabore una guía de mejores prácticas para la modelización.
- vi. Se elabore una guía para explicar a los tomadores de decisiones como se tienen que interpretar y usar los mapas de riesgo.
- vii. Se pongan en marcha cursos de capacitación para la elaboración de mapas de riesgo.

3. FUENTES Y BASES DE DATOS CON INFORMACIÓN SOBRE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS EN ESPAÑA

Resumen

Los sistemas de información sobre EEI constituyen una base indispensable a la hora de poder realizar predicciones sobre su futura distribución de cara al cambio climático y para evaluar en tiempo real la situación y facilitar la toma de decisiones en materia de gestión. En el presente apartado se lleva a cabo una reseña de las principales fuentes de información sobre EEI en España, que no puede considerarse exhaustiva debido a la existencia de fuentes lamentablemente no accesibles. La revisión efectuada revela un aumento en el número de publicaciones y bases de datos sobre EEI. No obstante la información disponible está sesgada en dependencia del grupo taxonómico del que se trate, siendo más abundante en el caso de plantas y vertebrados y más escasa en el caso de invertebrados y organismos marinos. Así mismo, se ha detectado cierta dispersión, fragmentariedad y heterogeneidad en la información analizada. Pese a ello, la utilidad de la información procedente de la literatura y de las bases de datos es incuestionable y constituye un importante punto de partida. La complejidad del problema a tratar (las interacciones entre EEI y el cambio climático) requiere la realización de un esfuerzo para recopilar, ampliar, estandarizar y manejar una enorme cantidad de datos procedentes de diferentes fuentes.

El futuro proyecto brinda una oportunidad única para construir un sistema de información que deberá, además, complementarse con la información procedente de los sistemas de información geográfica (SIGs) para integrar aquellos factores de origen antrópico que también influyen en los procesos de invasión. La combinación e integración espacial de todos estos elementos podría aportar información útil tanto para el proyecto como de cara a la gestión de EEI, permitiendo determinar las áreas con alto riesgo de invasión, y coadyuvar en la adopción de planes de gestión

Introducción

La disponibilidad de información precisa, actualizada y de fácil acceso influye directamente sobre la capacidad de gestionar el problema de las invasiones biológicas. Conocer claramente la distribución de las especies exóticas en el territorio nacional, ayuda a identificar aquellas que son invasoras, establecer prioridades de investigación, prevención, monitoreo, y mitigación así como a detectar de forma temprana la entrada de aquellas que todavía no están presentes. En este contexto, el desarrollo de sistemas de información sobre EEI que aseguren la captación, procesamiento y flujo de información, aparecen como una herramienta indispensable para evaluar en tiempo real la situación y facilitar la toma de decisiones de forma efectiva. Su importancia ha sido ampliamente reconocida por los principales organismos internacionales, los cuales, por medio de diversas recomendaciones (por ejemplo el Convenio sobre Diversidad Biológica, a través de la resolución VI/23

(2002) y el Consejo de Europa mediante la Estrategia Europea para EEI (Genovesi & Shine 2004)), alientan su desarrollo.

Las nuevas tecnologías facilitan considerablemente el acceso a información científica o divulgativa de diversa índole. Utilizando los principales buscadores que operan en la red, así como buscadores científicos (tipo Science Direct), se puede acceder a diversas fuentes científicas y bases de datos con información sobre especies exóticas y EEI a nivel global, europeo y español.

En el presente apartado se lleva a cabo una reseña de las principales fuentes de información sobre EEI en España, que no puede considerarse exhaustiva debido a la existencia de fuentes no accesibles. Se mencionan también algunos recursos de procedencia internacional que, aun tratando otros contextos geográficos, tienen una valencia general con referencia al tema abordado.

Fuentes de datos con información sobre la distribución de EEI en España.

- Mundial
 - ⊕ GISD, Global Invasive Species Database. <http://www.issg.org/database/>.
- Europeo
 - ⊕ ALARM, Assessing Large Scale Risks with tested Methods. <http://www.alarmproject.net/alarm/>
 - ⊕ DAISIE, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-aliens.org>
 - ⊕ NOBANIS, North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org/>
 - ⊕ CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. <http://www.ciesm.org/online/atlas/index.htm>
 - ⊕ EPPO, List, documentation and PQR. http://www.eppo.org/QUARANTINE/ias_plants.htm
- Nacional
 - ⊕ ANTHOS, Sistema de información sobre las plantas de España. <http://www.anthos.es>
 - ⊕ InvasIBER, website sobre la introducción de especies exóticas en España. <http://invasiber.org/>
 - ⊕ Aves invasoras en España GAE Grupo de aves exóticas de SEO/BirdLife. http://www.seo.org/programa_intro.cfm?idPrograma=17
- Regional
 - ⊕ Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias. <http://www.interreg-bionatura.com/especies>
 - ⊕ Proyecto BIOTA – Especies. <http://www.gobiernodecanarias.org/cmayot/medioambiente/medionatural/biodiversidad/bancodatos/biotaespecies.html>
 - ⊕ Flora invasora de Galicia. http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/especies_florainvasora_listado_cas.jsp
 - ⊕ AsturnaturaDB. <http://www.asturnatura.com>
 - ⊕ BDBC. Banco de Datos de Biodiversidad de Cataluña. <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>
 - ⊕ Programa SIOC Servidor d'informació ornitológica de Catalunya. <http://www.sioc.cat/>

Literatura científica (atlas, artículos científicos, libros y revistas del sector, etc.).

1. FUENTES MUNDIALES

The Global Invasive Species Information Network (GISIN) fue creado para brindar una plataforma para compartir información de especies invasoras a nivel mundial, a través de Internet y otros medios digitales. En el portal mantenido y hospedado por el National Biological Information Infrastructure (NBII) de Estados Unidos se puede acceder a un listado de bases de datos accesibles en Internet y sistemas de información sobre especies, bibliografía, taxonomía, experiencia, distribución, imágenes y muchos otros datos relacionados con especies invasoras, exóticas, introducidas y todas las demás especies de flora y fauna del mundo. Se trata de una lista no exhaustiva que a fecha de 14 de abril de 2010 incluía 258 enlaces subdivididos de la siguiente manera:

Bases de datos sobre EEI de contexto global.	5
Bases de datos sobre EEI de contexto supra - EEUU	93
Bases de datos sobre EEI de contexto EEUU	74
Bases de datos sobre especies acuáticas invasoras de contexto EEUU	26
Bases de datos de imágenes de contexto internacional	10
Bases de datos bibliográficas de contexto internacional	5

Bases de datos de expertos de contexto internacional	8
Bases de datos de investigaciones sobre EEI y manejo integrado de plagas de contexto internacional	22
Bases de datos de fauna con información sobre EEI de contexto internacional	6
Bases de datos de flora con información sobre EEI de contexto internacional	9

De los enlaces de ámbito supra-estadounidense, 51 abarcan el contexto paneuropeo y de éstos tan sólo 3 (descritos a continuación) el territorio español.

Las principales fuentes a nivel mundial que ofrecen información sobre EEI proceden del **GISD, Global Invasive Species Database** del ISSG/UICN (Invasive Species Specialist Group de la Unión Mundial para la Naturaleza) [disponible en línea en <http://www.issg.org/database/welcome/>].

La búsqueda de especies se realiza por nombre científico, país, hábitat (marinos, estuarios, lagos, cursos de agua, humedales, zonas riparias, zonas costeras, áreas urbanas, zonas agrícolas, bosques, plantaciones forestales, etc.) o tipo de organismo. De cada especie ofrece información sobre su taxonomía, descripción, hábitat, impactos generados por su presencia,

rango geográfico nativo y exótico, vías de entrada y de expansión, biología, información sobre su correcto manejo, referencias y enlaces de interés. No ofrece mapas de distribución ni citas georreferenciadas, pero sí un mapa mundial interactivo con información sobre determinadas especies. Tampoco incluye específicamente características climáticas de la zona donde está presente la EEI.

Por otro lado, el ISSG ha desarrollado un prototipo de base de datos (Global Register of

Invasive Species) con el objetivo de abastecer información sobre la invasividad de las especies. Este prototipo, todavía no público, incluye ya una lista de referencias de los nombres de 16.051 especies invasoras o potencialmente invasoras y 38.606 registros geográficos referentes a los lugares donde se han producido introducciones y/o invasiones.

2. FUENTES EUROPEAS

En Europa existen tres grandes proyectos de inventariación de EEI: el proyecto **ALARM** (Assessing Large Scale Risks with tested Methods), el proyecto **DAISIE** (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) y el proyecto **NOBANIS** (North European and Baltic Network on Invasive Alien Species). De ellos, tan sólo se tratará con más detalle el proyecto DAISIE, por ser éste el único que ofrece actualmente información sobre la distribución de EEI en territorio español. Por otro lado cabe señalar el Atlas de especies

exóticas del Mediterráneo producido por el CIESM (The Mediterranean Science Commission), que constituye una de las más importantes fuentes de información sobre el medio marino.

Aparte de los proyectos mencionados, diversas organizaciones ofrecen listados de EEI con referencias de la distribución de las mismas en Europa, a nivel de presencia/ausencia por países. Un ejemplo es la 'EPPO List of invasive alien plants'.

DAISIE DELIVERING ALIEN INVASIVE SPECIES INVENTORIES FOR EUROPE

Disponible en línea en el portal <http://www.europe-alien.org>. También puede consultarse en edición impresa (Handbook of Alien Species in Europe. Series: Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, Vol. 3. DAISIE 2009, XXVIII, 400 p.)

⊕ Delimitación geográfica: incluye el continente europeo y aguas adyacentes; concretamente 63 países/regiones (incluyendo islas) y 48 áreas costeras y marinas.

⊕ Delimitación biológica: incluye las especies exóticas introducidas, a nivel europeo, tanto de ecosistemas terrestres y dulceacuícolas como marinos. Los datos se han recogido para vertebrados, invertebrados, organismos marinos, organismos de aguas interiores y plantas de 63 países/regiones incluyendo las islas de Europa. En Febrero de 2007 contaba con 10.771 especies alóctonas divididas en 46 phylum, 101 clases, 334 órdenes, 1.267 familias y 4.492 géneros.

⊕ Información que facilita: con objeto de homogeneizar las medidas para el conjunto del continente, han partido de la clasificación de hábitats de la Agencia Ambiental Europea (EUNIS) en su primer nivel. Es posible buscar

información sobre 8.996 especies exóticas de Europa, 1.598 expertos en invasiones biológicas así como las especies no nativas que aparecen en 63 regiones/países y 39 áreas costeras y marinas.

De la totalidad de especies alóctonas que trata, tan sólo **100 de ellas** (calificadas como las más dañinas) contienen información más detallada, incluyendo datos sobre su biología, ecología, hábitat, distribución (incluyendo mapas detallados), vías de entrada, tendencias de invasión, impactos y métodos de manejo incluyendo la prevención.

Del resto de las especies refieren información sobre taxonomía, distribución por países (sin mapas ni localizaciones georreferenciadas) y ocasionalmente datos esquemáticos sobre vías de entrada y/o vectores, algún detalle poblacional y expertos en la especie.

Las 100 especies seleccionadas como las más peligrosas a nivel europeo y que cuentan, por tanto, con datos de distribución más detallados (puntualizando que de algunas especies la distribución a día de hoy está incompleta), son las que se recogen en la Tabla 1, donde se indica

además con una 'X' su presencia en territorio español (según DAISIE):

Tabla 1. Las 100 EEI más peligrosas en Europa. (Fuente: DAISIE).

Plantas terrestres		Vertebrados terrestres	
<i>Acacia dealbata</i>	x	<i>Branta canadensis</i>	
<i>Ailanthus altissima</i>	x	<i>Cervus nippon</i>	
<i>Ambrosia artemisiiflora</i>	x	<i>Lithobates catesbeianus</i>	x
<i>Campylopus introflexus</i>	x	<i>Mustela vison</i>	x
<i>Carpobrotus edulis</i>	x	<i>Myocastor coypus</i>	x
<i>Cortaderia selloana</i>	x	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	
<i>Echinocystis lobata</i>		<i>Ondatra zibethicus</i>	
<i>Fallopia japonica</i>	x	<i>Oxyura jamaicensis</i>	x
<i>Hedychium gardnerianum</i>		<i>Procyon lotor</i>	
<i>Heracleum mantegazzianum</i>		<i>Psittacula krameri</i>	x
<i>Impatiens glandulifera</i>	x	<i>Rattus norvegicus</i>	x
<i>Opuntia ficus-indica</i>	x	<i>Sciurus carolinensis</i>	
<i>Oxalis pes-caprae</i>	x	<i>Tamias sibiricus</i>	
<i>Paspalum paspaloides</i>	x	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	
<i>Prunus serotina</i>	x	<i>Trachemys scripta</i>	x
<i>Rhododendron ponticum</i>	x	<i>Aedes albopictus</i>	x
<i>Robinia pseudoacacia</i>	x	<i>Anoplophora chinensis</i>	
<i>Rosa rugosa</i>		<i>Anoplophora glabripennis</i>	
Hongos terrestres		Invertebrados terrestres	
<i>Ophiostoma novo-ulmi</i>	x	<i>Aphis gossypii</i>	x
<i>Phytophthora cinnamomi</i>	x	<i>Arion vulgaris</i>	x
<i>Seiridium cardinale</i>	x	<i>Bemisia tabaci</i>	
<i>Anguillicola crassus</i>	x	<i>Bursaphelenchus xylophilus</i>	
<i>Aphanomyces astaci</i>	x	<i>Cameraria ohridella</i>	x
<i>Cercopagis pengoi</i>		<i>Ceratitidis capitata</i>	
<i>Corbicula fluminea</i>	x	<i>Diabrotica virgifera virgifera</i>	
<i>Cordylophora caspia</i>		<i>Frankliniella occidentalis</i>	x
<i>Crassula helmsii</i>	x	<i>Harmonia axyridis</i>	x
<i>Dikerogammarus villosus</i>		<i>Leptinotarsa decemlineata</i>	x
<i>Dreissena polymorpha</i>	x	<i>Linepithema humile</i>	x
<i>Elodea canadensis</i>	x	<i>Liriomyza huidobrensis</i>	x
<i>Eriocheir sinensis</i>	x	<i>Spodoptera littoralis</i>	
<i>Gyrodactylus salaris</i>		Especies de ambientes marinos	
<i>Mnemiopsis leidyi</i>		<i>Alexandrium catenella</i>	x
<i>Neogobius melanostomus</i>		<i>Balanus improvisus</i>	x
<i>Procambarus clarkii</i>	x	<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	x
<i>Pseudorasbora parva</i>	x	<i>Brachidontes pharaonis</i>	
<i>Salvelinus fontinalis</i>	x	<i>Caulerpa racemosa var. cylindracea</i>	x
<i>Chattonella cf. verruculosa</i>		<i>Caulerpa taxifolia</i>	x
<i>Coscinodiscus wailesii</i>		<i>Codium fragile ssp. tomentosoides</i>	x
<i>Crepidula fornicata</i>	x	<i>Crassostrea gigas</i>	x
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	x	<i>Ensis americanus</i>	
<i>Halophila stipulacea</i>		<i>Fistularia commersonii</i>	
<i>Marsupenaeus japonicus</i>	x	<i>Marenzelleria neglecta</i>	
<i>Odontella sinensis</i>		<i>Musculista senhousia</i>	
<i>Percnon gibbesi</i>		<i>Paralithodes camtschaticus</i>	
<i>Portunus pelagicus</i>		<i>Pinctada radiata</i>	x
<i>Rhopilema nomadica</i>		<i>Rapana venosa</i>	
<i>Siganus rivulatus</i>		<i>Saurida undosquamis</i>	
<i>Styela clava</i>	x	<i>Spartina anglica</i>	
<i>Tricellaria inopinata</i>	x	<i>Teredo navalis</i>	
		<i>Undaria pinnatifida</i>	x

La búsqueda entre estas 100 especies muestra un desplegable diferenciando una búsqueda por nombres (ordenados alfabéticamente), especies marinas, acuáticas de interior o costeras, hongos terrestres, invertebrados terrestres, plantas terrestres y vertebrados terrestres.

⊕ Mapas de distribución: para producir los mapas de distribución (ver figura 12) de las 100 especies seleccionadas como las más dañinas se ha utilizado el CGRS (Common European Chorological Grid Reference System) siendo la

malla de 50 x 50 Km. (dependiendo de la latitud/longitud).

Para cada dato se ha recogido información sobre (a) presencia conocida de la especie; (b) ausencia conocida; (c) información sobre la distribución que no era disponible. Cuando se podía también se indicaban (d) especies que estuvieron presentes pero que han sido erradicadas y la distribución nativa. Cuando se tenía constancia de la presencia o ausencia de una determinada especie pero se carecía de datos precisos, se mapeaba usando otros colores. La elaboración de mapas nivel regional

utiliza como base el World Geographical Scheme for Recording Plant Distributions.

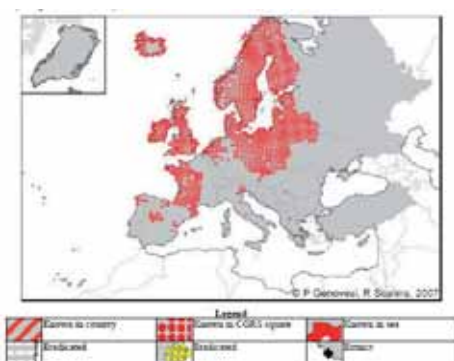


Figura 12: Mapa de distribución *Neovison vison*. (Fuente: DAISIE 2008a).

⊕ Estructura de la base de datos: examinando por región aparece un desplegable en el que es posible seleccionar la búsqueda por especies exóticas, especies criptogénicas, gráficos o expertos. A continuación se ofrece un ejemplo de la estructura que sigue la base de datos centrando el mismo en la especie *Mustela vison* (actualmente llamada *Neovison vison*):

☐ Especies exóticas

☐ Vertebrados terrestres

☐ Aves

☐ Amphibia

☐ Mammalia

☑ *Ammotragus lervia* (establecido)

☑ *Marmota marmota* (establecido)

☑ *Mustela vison* (establecido)

▫ Descripción: taxonomía, sinónimos, autor, última actualización, nombre común, breve descripción.

▫ Ecología y hábitat: biología/ecología (mecanismos de dispersión, reproducción, predadores conocidos, estados de resistencia) y hábitat (nativo según el código EUNIS, hábitat ocupado en la zona invadida, requerimientos de hábitat).

▫ Distribución (vía de introducción, distribución, mapa, tabla de países con el estatus).

▫ Impactos y manejo: impacto (ecológico, económico, sanitario y social).

▫ Contribuciones y expertos.

▫ Referencias y links.

▫ Factsheet en pdf.

☑ *Myocastor coypus* (establecido)

☑ *Rattus norvegicus* (establecido)

☑ *Sylvilagus floridanus* (extinto)

☐ Reptiles

☐ Invertebrados terrestres

☐ Aguas interiores

☐ Hongos terrestres

☐ Plantas terrestres

⊕ Utilidad: la base de datos sobre distribución de las especies calificadas como dañinas se muestra de gran utilidad, ya que de los mapas se desprende la existencia de citas georreferenciadas. Sin embargo, DAISIE no aparece como actualizable en el tiempo, por lo

que especies introducidas con posterioridad a la finalización de este proyecto y nuevas localizaciones de EEI ya presentes no están recogidas en la base de datos. Por ejemplo, en España ya se han encontrado individuos liberados en la naturaleza de especies como el coati y el mapache, ambos ausentes en el portal de DAISIE. Es de destacar la inclusión en esta base de datos de requerimientos ecológicos y de hábitats de las especies más dañinas, lo cual supone una ayuda para el tema que nos ocupa. Contiene una base de expertos muy amplia, útil para detectar posibles científicos que amplíen sus estudios sobre invasiones biológicas hacia los efectos del cambio climático sobre la potencial distribución de las mismas.

NOBANIS (NORTH EUROPEAN AND BALTIC NETWORK ON INVASIVE ALIEN SPECIES)

NOBANIS está disponible en línea en la URL: <http://www.nobanis.org/>.

Incluye el Norte y Centro de Europa. Los países que participan en este programa son Austria, Bélgica, Dinamarca, Estonia, Finlandia, Islas Feroe, Alemania, Groenlandia, Islandia, Irlanda, Latvia, Lituania, Países Bajos, Noruega, Polonia, parte europea de Rusia, Eslovaquia y Suecia. Abarcan todas las especies que han sido introducidas como resultado de las actividades humanas, tanto de forma intencional como accidental. Incluye, por tanto, especies exóticas introducidas no invasoras y EEI, tanto de ecosistemas marinos como de agua dulce y terrestres. NOBANIS provee fichas en formato descargable pdf de 59 EEI, con información sobre biología, ecología, distribución, impacto, opciones de manejo, personas de contacto, enlaces y referencias. Las especies que se pueden encontrar son: *Acer negundo*, *Acer pseudoplatanus*, *Amelanchier spicata*, *Anguillicola crassus*, *Anthriscus sylvestris*, *Aphanomyces astaci*, *Arion lusitanicus*, *Arthurdendyus triangulatus*, *Azolla filiculoides*, *Branta canadensis*, *Bunias orientalis*, *Cameraria ohridella*, *Campylopus introflexus*, *Castor canadensis*, *Cercopagis pengoi*, *Chattonella cf. Verruculosa*, *Craspedacusta sowerbyi*, *Crassostrea gigas*, *Dreissena polymorpha*, *Eriocheir sinensis*, *Fallopia japonica*, *Galinsoga quadriradiata*, *Gyrodactylus salaris*, *Heracleum mantegazzianum*, *Heracleum sosnowskyi*, *Homarus americanus*, *Impatiens glandulifera*, *Lepomis gibbosus*, *Lupinus nootkatensis*, *Lupinus polyphyllus*, *Lysichiton americanus*, *Marenzelleria neglecta*, *Melampsorium hirsutum*, *Mimulus guttatus*, *Mustela vison*, *Neogobius melanostomus*, *Nyctereutes procyonoides*, *Oncorhynchus mykiss*, *Ondatra zibethicus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Paralithodes camtschatica*, *Phoxinus phoxinus*, *Phytophthora ramorum*, *Pinus mugo*, *Pontogammarus robustoides*, *Procyon lotor*, *Prunus serotina*, *Pseudorasbora parva*, *Rosa rugosa*, *Salmo salar*, *Salvinia fontinalis*, *Sambucus nigra*, *Sander lucioperca*, *Sargassum muticum*, *Senecio inaequidens*, *Solidago canadensis*, *Spartina anglica*, *Teredo navalis* y *Trachemys scripta*.

ALARM (ASSESSING LARGE SCALE RISKS WITH TESTED METHODS)

ALARM se encuentra disponible en línea en la URL <http://www.alarmproject.net/alarm/>.

Es un proyecto a escala mundial con países de los cinco continentes implicados en su desarrollo. ALARM pretende desarrollar métodos y protocolos para la evaluación de

riesgos ambientales de gran escala, con el fin de minimizar los impactos negativos -directos e indirectos- de la actividad humana. Las investigaciones buscarán evaluar y predecir cambios en la biodiversidad, así como en estructura, función y dinámica de ecosistemas. Todo ello en conexión con los servicios ecosistémicos e incluyendo las interrelaciones entre sociedad, economía y biodiversidad. En particular,

interesa evaluar los riesgos derivados del cambio climático, contaminantes ambientales, invasiones biológicas y pérdida de polinizadores, que se relacionan con los actuales y futuros patrones de uso del suelo en Europa. Por el momento no están disponibles en la red resultados referentes a este proyecto.

CIESM ATLAS OF EXOTIC SPECIES IN THE MEDITERRANEAN

Disponible en línea en el portal <http://www.ciesm.org/online/atlas/index.htm>. También puede consultarse en edición impresa, aunque esta última no sea actualizada.

Golani D., L. Orsi-Relini, E. Massutí & J.P. Quignard (2002). Atlas of exotic species in the Mediterranean. Vol. 1 – Fishes. CIESM Publisher. Mónaco, 256 pp.

Galil B., C. Froggia & P. Noël (2002). Atlas of exotic species in the Mediterranean Vol. 2 – Crustaceans decapods and stomatopods. CIESM Publisher. Mónaco, 192 pp.

Zenetos A., S. Gofas, G. Russo & J. Templado (2004). Atlas of exotic species in the Mediterranean Vol. 3 – Molluscs. CIESM Publisher. Mónaco, 376 pp.

Verlaque M., S. Ruitton, F. Mineur & C.F. Boudouresque (en preparación). Atlas of exotic species in the Mediterranean Vol. 4 – Macrophytes.

⊕ Delimitación geográfica: abarca la totalidad de la cuenca del Mar Mediterráneo (medio marino).

⊕ Delimitación biológica: incluye las especies exóticas marinas establecidas y/o introducidas en la cuenca del Mediterráneo, aparecidas a partir de 1920 para las especies de migraciones lessepsianas, y no antes de la década de 1960 para las otras (antes de 1950 para los crustáceos).

Se consideran establecidas aquellas especies que auto-mantienen poblaciones como lo demuestra un mínimo de dos (tres para los peces) registros en cualquier localidad o en diferentes períodos de tiempo, y como exóticas aquellas que tienen sólo uno o unos pocos registros confiables, sin evidencias de poblaciones auto-sostenibles.

Los datos se han recogido para peces, crustáceos decápodos y estomatópodos,

moluscos, y macrófitas (éste último grupo pendiente de ser finalizado). Actualizado de forma continua, actualmente proporciona información para 116 especies de peces, 70 de crustáceos, 137 de moluscos y 110 de macrófitas.

⊕ Información que facilita: Las fichas tratan individualmente a las especies y proporcionan: ilustraciones, una breve descripción, características distintivas, biología y ecología, distribución, modalidad de introducción, información sobre el éxito de establecimiento, importancia para los humanos, referencias y un mapa de distribución. La información es revisada continuamente por expertos a fin de mantener el Atlas actualizado.

⊕ Utilidad: se trata de una de las pocas fuentes que ofrece un listado amplio de especies introducidas en medio el marino. Las listas se muestran de gran utilidad, ya que de los mapas se desprende la existencia de citas georreferenciadas. La información es constantemente revisada y actualizada. El contenido de las fichas, aunque muy esquemático, constituye un punto de partida para investigadores y gestores medioambientales responsables del medio marino. Cabe señalar que no abastece información sobre el impacto medioambiental de las especies tratadas, proporcionando tan sólo información sobre su importancia para los humanos.

INVASIVE ALIEN PLANTS – EPPO LIST AND DOCUMENTATION

Disponible en línea en el portal de la European and Mediterranean Plant Protection Organization http://www.eppo.org/INVASIVE_PLANTS/ias_plants.htm

⊕ Delimitación geográfica: el territorio correspondiente a los estados miembros de la EPPO (50 países entre los cuales se incluye la práctica totalidad de aquellos de la región euromediterránea.

⊕ Delimitación biológica: incluye plantas exóticas invasoras que pueden representar un riesgo para la región de la EPPO.

Los listados que figuran son el resultado de una criba entre más de 500 especies llevada a cabo por un grupo de expertos y mediante un protocolo en más fases.

En primer lugar se realizó una selección de estas especies teniendo en cuenta a) si la planta se considera invasora o potencialmente invasora en

varios de los países de la EPP0; b) si la planta está ausente o se puede contener adoptando medidas adecuadas en varios países de la EPP0; c) la dispersión y el daño potencial en áreas donde la especie todavía no ha sido introducida; d) la dispersión o el daño creciente en los países donde está presente.

Sucesivamente se recolectó información adicional sobre los hábitats típicos, la distribución geográfica, la identificación de áreas dañadas, la abundancia, la existencia de vías de entrada, el modo y el tipo de dispersión, cultivo, control oficial, medidas de control, etc.

Sobre esta base de información se ha puntuado: a) la invasividad general de la especie, b) los daños a cultivos, a la flora y hábitats naturales y a las áreas sujetas a perturbaciones antrópicas, y c) los actuales patrones de dispersión.

Como resultado, el Grupo ha seleccionado un total de 38 especies incluidas en la lista de plantas exóticas invasoras:

Acacia dealbata, *Acroptilon repens*, *Ailanthus altissima*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Amelanchier spicata*, *Amorpha fruticosa*, *Azolla filiculoides*, *Baccharis halimifolia*, *Bidens frondosa*, *Buddleja davidii*, *Cabomba caroliniana*, *Carpobrotus acinaciformis*, *Carpobrotus edulis*, *Cenchrus incertus*, *Cortaderia selloana*, *Cyperus esculentus*, *Egeria densa*, *Elodea nuttallii*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Lagarosiphon major*, *Ludwigia peploides*, *Ludwigia uruguayensis*, *Lupinus polyphyllus*, *Lysichiton americanus*, *Myriophyllum aquaticum*, *Oxalis pes-caprae*, *Paspalum distichum*, *Prunus serotina*, *Reynoutria (Fallopia) japonica*, *Reynoutria sachalinensis*, *Reynoutria x bohemica*, *Rhododendron ponticum*, *Senecio inaequidens*, *Sicyos angulatus*, *Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*.

Es necesario señalar la importancia de otros tres listados que se encuentran en la Web, ya que incluyen plantas exóticas invasoras.

» EPP0 A2: lista de organismos presentes que tienen que ser regulados como plagas de cuarentena (8 especies).

Crassula helmsii, *Eichhornia crassipes*, *Heracleum persicum*, *Heracleum sosnowskyi*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Polygonum perfoliatum*, *Pueraria lobata*, *Solanum elaeagnifolium*.

» Lista de alerta (especies ausentes o con distribución limitada que pueden presentar un riesgo para la región de la EPP0) (21 especies).

Akebia quinata, *Alternanthera philoxeroides*, *Araujia sericifera*, *Cornus sericea*, *Delairea odorata*, *Eriochloa villosa*, *Fallopia baldschuanica*, *Gymnocoronis spilanthoides*, *Hakea sericea*, *Humulus japonicus*, *Hydrilla verticillata*, *Hygrophila polysperma*, *Microstegium vimineum*, *Myriophyllum heterophyllum*, *Pennisetum setaceum*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, *Sesbania punicea*, *Stipa trichotoma*, *S. neesiana*, *S. tenuissima*, *Solidago nemoralis*, *Verbesina encelioides*

» Lista de otras especies potencialmente invasoras (15 especies).

Ambrosia psilostachya, *A. trifida*, *Alternanthera pungens*, *Alternanthera sessilis*, *Asparagus asparagoides*, *Cotula coronopifolia*, *Cuscuta* spp., *Eragrostis curvula*, *Impatiens parviflora*, *Iva axillaris*, *Sida spinosa*, *Solanum carolinense*, *Solanum rostratum*, *Solanum triflorum*, *Spirea alba*, *S. douglasii*, *S. tomentosa*, *Rudbeckia laciniata*.

⊕ Información que facilita: las especies son reunidas en tablas de acuerdo con el tipo de listado. Las celdas de la tabla contienen enlaces a la información.

Para la lista de especies A2, cuando la información es completa, se abasteca el nombre de la especie indicando mediante un símbolo si es acuática o terrestre, el año de inclusión de la lista, una ficha indicando si es definitiva o borrador, un mapa de distribución, una fotografía y los documentos relativos a los análisis de riesgos. En el caso de las listas de plantas invasoras y la lista de alerta, se mantiene la misma estructura obviando la fecha de inclusión en los listados. Para la lista de otras plantas tan solo se abasteca una ficha informativa.

Las fichas informativas, cuando están disponibles, contienen información sobre identificación, (notas sobre taxonomía y nomenclatura), morfología (tipo de planta descripción y similitud con otras especies), distribución geográfica (dentro y fuera de la zona EPP0), biología y ecología, hábitat (requerimientos ambientales, categorización climática y vegetacional, enemigos naturales, historia de la introducción y dispersión), vías de entrada, impacto (sobre la flora y medioambientales y sociales); un resumen sobre invasividad, control (mecánico, químico, biológico, posibilidades de erradicación y estatus legal); y referencias bibliográficas.

⊕ Mapas de distribución: abastecen tan sólo la procedencia del registro (nacional o subnacional) indicando su presencia y si ésta se restringe a sólo algunas áreas. Los mapas son acompañados por una tabla en las cuales para algunos países (incluyendo a los no EPP0) se indica: la presencia de la especie sin más (X); presencia difusa (A); presencia con distribución restringida (B); presencia ocasional (C); ausencia aunque antiguamente fuera presente (D); ausente-erradicada (E); ausente-interceptada (F); ausente confirmada mediante muestreos (H); ausente – registro inválido (J) y ausente – información poco fiable (K).

⊕ Base de datos: conforme a lo decidido por el Comité Ejecutivo de la EPP0 en abril de 2007, se puede descargar la versión actualizada de

PQR (base de datos sobre la distribución geográfica EPPO y plantas hospedadoras de plagas cuarentenarias). PQR 4,6 se ejecuta en Microsoft Windows 95, 98, NT 4.0 o XP.

Mediante esta base de datos se puede acceder a información sobre:

- » Todas las plagas de la EPPO A1 y A2 y de las listas de la Directiva comunitaria 2000/29, incluidas en la publicación de EPPO / CABI "Las plagas de cuarentena para Europa" (segunda edición).
- » Plagas añadidas en estas listas después de la publicación.
- » Plagas de la lista de alerta de la EPPO.
- » Especies de la lista de plantas exóticas invasoras de la EPPO.
- » Muchas otras plagas de cuarentena y plantas invasoras de interés para otras regiones del mundo (datos obtenidos de la FAO, CABI o de las ORPF).

De cada especie, es posible obtener una lista de plantas hospedadoras, información sobre productos capaces de actuar como vías de entrada a través del comercio internacional, y detalles de la distribución geográfica. La

búsqueda inversa permite obtener listas específicas de plagas, al disponer de la especie huésped, los productos básicos que actúan como vías de entrada, y el país de interés. PQR contiene también información sobre la nomenclatura y taxonomía de las plagas y los hospedadores.

La información está actualizada y se está preparando una nueva interfaz para permitir actualizaciones más regulares y la visualización de mapas.

⊕ Utilidad: la información proporcionada varía mucho en cantidad y calidad dependiendo de la especie. De las 82 especies incluidas en todos los listados sólo están disponibles 8 mapas de distribución cuya función es meramente descriptiva. Las fichas descargables 64/82 no están estandarizadas y difieren mucho entre ellas por cuanto concierne a su estructura y extensión. Tan sólo las fotografías de 9 especies están disponibles y la documentación relativa a los análisis de riesgo para 14.

Por otro lado PQR, pese a su aspecto prometedor, abastece una información muy básica, en muchos casos incompleta y por tanto de utilidad limitada.

3. FUENTES NACIONALES

En España existen diversas fuentes bibliográficas y bases de datos que ofrecen información sobre la distribución de EEI con mayor o menor detalle.



Figura 13: Número de especies vegetales invasoras gestionadas por cada CCAA. La mayor intensidad de color indica mayor número de especies. Las CCAA en blanco posiblemente no presenten plantas invasoras problemáticas. (Fuente: Andreu & Vilà., en Vilà *et al.* 2008).

Es de destacar que son las bases de datos autonómicas y los estudios científicos los que ofrecen un detalle superior y una georreferenciación de los registros de las especies. En todo caso, se debe subrayar que el grueso de los datos disponibles prácticamente no informa sobre la invasibilidad de las especies o la susceptibilidad de los ecosistemas a ser invadidos, y mucho menos aporta una distribución potencial de las especies en relación con el cambio climático.

Sin esta información es imposible valorar con seguridad si un hábitat es particularmente vulnerable a la introducción de EEI o si sencillamente ha sido objeto de un esfuerzo de introducción particularmente elevado.

La totalidad de las bases de datos con información sobre especies exóticas que han sido analizadas carecen de rango normativo, siendo todas ellas de carácter informativo.

PROGRAMA ANTHOS – SISTEMA DE INFORMACIÓN SOBRE LAS PLANTAS DE ESPAÑA

Es un programa desarrollado al amparo de un convenio específico entre la Fundación Biodiversidad (Ministerio de Medio Ambiente) y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Real Jardín Botánico (Ministerio de Educación y Ciencia) para mostrar en Internet información diversa sobre las plantas de España. Disponible en línea en <http://www.anthos.es/>

⊕ Delimitación geográfica: Península Ibérica e islas de la Macaronesia (Canarias, Madeira y Azores).

⊕ Delimitación biológica: vegetación de España, Islas Baleares e Islas Canarias.

⊕ Información que facilita: el programa se inició en el año 1999 con una aplicación informática que se ha mantenido actualizada hasta principios del año 2006 y en la que se llegaron a incluir hasta 700.000 datos de plantas, procedentes principalmente de la bibliografía botánica española.

En el 2006, con una nueva aplicación informática desarrollada en un sistema de información geográfica, se hizo accesible al público en fase de prueba. Esta nueva aplicación integra y mejora los procedimientos y consultas de la anterior e incrementa notablemente el conjunto de los datos disponibles; combina la información corológica con otra de tipo cartográfico sobre variables ambientales y mapas de referencia, lo que permite localizar con mayor exactitud las citas de plantas, así como explicar de forma visual los patrones de distribución de las distintas especies. Incorporan ortofotografía gestionada por SIGPAC, facilitando la localización y descripción topográfica de cada una de las citas recogidas.

⊕ Mapas de distribución: los mapas de plantas se elaboran a partir de la información corológica publicada en revistas y libros científicos, junto con los datos de colecciones de herbario revisadas críticamente por autores especializados (ver fig. 14).

Cuentan con la cesión de la base de datos de Plantas vasculares de los Parques Nacionales del Organismo Autónomo de Parques Nacionales y de la base de datos de las Plantas vasculares de la cornisa cantábrica, que ha aportado unas 300.000 referencias de plantas, mejorando sensiblemente la calidad de los datos ofrecidos en esta zona.

Además de los mapas de distribución de las plantas, se incorporan los nombres vernáculos,

números cromosómicos, sinonimia, estatus de conservación, dibujos y fotografías.

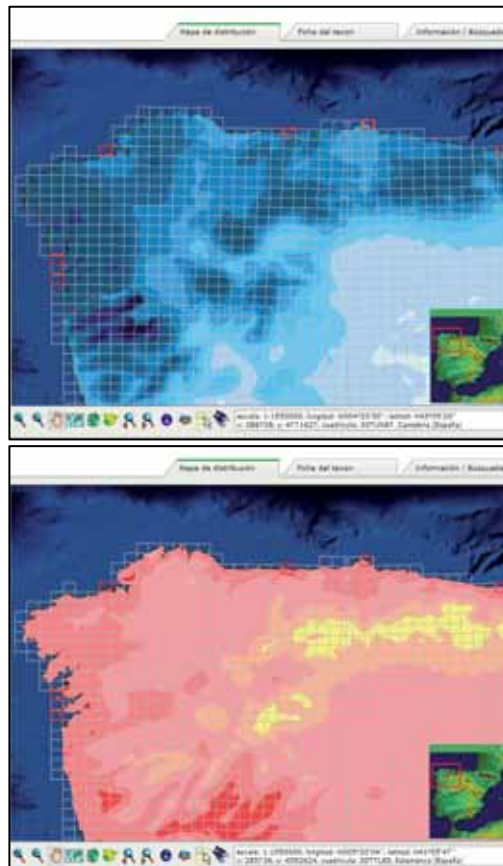


Figura 14: Mapa de distribución de *Arctotheca calendula*, centrado en el NW peninsular, mostrando la capa de precipitación media anual (superior) y la capa de temperatura media anual (inferior). (Fuente <http://www.anthos.es/>).

Bajo el epígrafe de *listados*, han desarrollado un formato de salida de datos para cada consulta acerca de la distribución de una planta; esta relación puede ser descargada en diversos formatos (txt, csv y xml) que permiten su edición posterior mediante las herramientas geográficas y estadísticas más habituales.

La información cartográfica suministrada procede de servicios públicos, abiertos, o ha sido cedida por particulares.

Google Maps se carga con las licencias necesarias, al igual que ocurre con Blue Marble y con las capas de variables climáticas suministradas por el Atlas Climático de la Península Ibérica. El Banco de Datos de la Naturaleza, del Ministerio de Medio Ambiente, les cedió la malla UTM que luego han extendido para todo el ámbito de la

visualización, así como la información correspondiente a Parques Nacionales.

La información del Mapa Geológico fue tomada del programa de SEIS.NET, Sistema Español de Información de Suelos de España sobre Internet. El FEGA permite la visualización en remoto de las ortofotos de la herramienta de gestión del catastro de rústica (SIGPAC).

⊕ La información ofrecida en el Proyecto Anthos se distribuye en Internet de forma pública y gratuita para su utilización por quien lo desee sin que puedan asumirse responsabilidades por parte de Anthos en cuanto a su fiabilidad, atribuible tan sólo a los autores de los trabajos corológicos, taxonómicos o fotográficos.

Anthos es un sistema en continua revisión y actualización, por lo que el cambio de criterio por parte de algunos de los autores o expertos, respecto a citas ya publicadas, no será susceptible de ningún tipo de responsabilidad, salvo la científica. En cualquier caso, los datos contenidos en Anthos no deben ser usados como referencia, y a efectos legales, sin la comprobación en las fuentes de información originales.

⊕ Utilidad: Anthos aparece como una herramienta a tener en cuenta y con los que colaborar en proyectos futuros encaminados a la comprensión de la respuesta de las EEI a futuros cambios en el clima.

INVASIBER: WEBSITE SOBRE LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS EN ESPAÑA

El proyecto está abierto a cualquier especialista interesado, con dos niveles de usuarios (autores de ficha, que deben registrarse y ser autorizados; autores de citas, que sólo deben registrarse). Financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (Acción especial REN2002-10059-E), se inició en el año 2004 bajo la dirección del Dr. García-Berthou. Disponible en línea en el portal <http://invasiber.org/>

⊕ Delimitación geográfica: ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos de la península Ibérica. No considera las islas Baleares ni las islas Canarias.

⊕ Delimitación biológica: incluye las principales especies introducidas y establecidas/naturalizadas en la Península Ibérica. Se excluyen las especies no establecidas (importadas no introducidas, en cautividad o casuales).

⊕ Estructura de la base de datos: presenta un listado de especies dividido en algas, otras

plantas, insectos, crustáceos, otros invertebrados, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos.

⊕ Información que facilita (no actualizada): en las fichas de especies se incluyen los siguientes datos: (1) responsable de la ficha, (2) fecha de la última actualización, (3) clasificación taxonómica, (4) descripción de la especie, (5) biología y hábitat, (6) distribución geográfica nativa (nombre del país o región), (7) distribución y establecimiento en la Península Ibérica (sin citas georreferenciadas), (8) mecanismo de introducción, (9) impacto ecológico y socioeconómico, (10) gestión, (11) autores, (12) observaciones, y (13) bibliografía. En la tabla 2 se recogen las especies tratadas y la información que InvasIber facilita de cada una de ellas:

Tabla 2. Especies tratadas en InvasIber.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Algas													
<i>Asparagopsis armata</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Caulerpa racemosa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lophocladia lallemandii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x
<i>Sargassum muticum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Undaria pinnatifida</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Otras plantas													
<i>Ailanthus altissima</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Amorpha fruticosa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aptenia cordifolia</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Araujia sericifera</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Azolla filiculoides</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Buddleja davidii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Carpobrotus edulis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

<i>Cortaderia selloana</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Cuscuta campestris</i>	x	x	x										
<i>Eichhornia crassipes</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Insectos													
<i>Aedes albopictus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Cacysus marshalli</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Linepithema humile</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocorixa verticalis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Crustáceos													
<i>Artemia franciscana</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cherax destructor</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Eriocheir sinensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lernaea cyprinacea</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Procambarus clarkii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Otros invertebrados													
<i>Craspedacusta sowerbyi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dreissena polymorpha</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Peces													
<i>Alburnus alburnus</i>	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	
<i>Carassius auratus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Cyprinus carpio</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Esox lucius</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gambusia holbrooki</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Lepomis gibbosus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Micropterus salmoides</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Perca fluviatilis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Pseudorasbora parva</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Rutilus rutilus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Anfibios													
<i>Discoglossus pictus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Reptiles													
<i>Trachemys scripta elegans</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Aves													
<i>Estrilda astrild</i>	x	x	x			x					x	x	x
<i>Leiothrix lutea</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Miopsitta monachus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oxyura jamaicensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Psittacula krameri</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Streptopelia roseogrisea var. risoria</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Mamíferos													
<i>Mustela vison</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Myocastor coypus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ondatra zibethicus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x

⊕ Utilidad: para el presente proyecto InvasIber muestra una utilidad a la hora de realizar un estudio general previo de las especies que aborda pero, al faltar la distribución georreferenciada de las especies, además de

datos sobre características de plasticidad y flexibilidad fenotípica de las especies, requerimientos de hábitat y datos climáticos necesarios entre otros, la utilidad que muestra para el caso que nos ocupa es relativamente baja.

GAE GRUPO DE AVES EXÓTICAS DE SEO/BIRDLIFE

El Grupo de Aves Exóticas (GAE) es un grupo de trabajo de la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), creado con la finalidad de promover el estudio de las introducciones de aves y divulgar la problemática que pueden plantear. http://www.seo.org/programa_ficha.cfm?idPrograma=17

⊕ Delimitación geográfica: territorio español.

⊕ Delimitación biológica: aves exóticas introducidas y aves exóticas invasoras.

⊕ Información que facilitan: en su página web recogen una lista de especies exóticas presentes en España y Europa. La lista de aves invasoras en España (lista de especies en la categoría C y D) es descargable en formato pdf, siendo la última versión del año 2006.

Para el listado, el GAE ha adoptado el sistema de categorías recomendado por la Association of European Rarities Committees (AERC 2001), clasificando a las especies de aves según su

procedencia natural o su introducción mediada por el ser humano (introducción deliberada o accidental).

En el listado se incluyen los territorios norteafricanos de Ceuta y Melilla.

La lista tiene carácter dinámico estando sujeta a correcciones, revisiones y actualizaciones.

Cuenta en la actualidad con 323 taxones en la categoría E (especies que, habiendo sido introducidas o re-introducidas por el hombre deliberada o accidentalmente en la región, no han establecido poblaciones reproductoras que se mantengan por ellas mismas; no se contemplan como integrantes de la lista oficial de las aves de la región) y 14 taxones en la categoría C (especies que, habiendo sido introducidas o re-introducidas por el hombre deliberada o accidentalmente en la región, han establecido poblaciones reproductoras que se mantienen por sí mismas sin necesidad de nuevas introducciones o re-introducciones). También cuenta con una lista de Europa (actualizada en julio de 2007) con las categorías C y D, en formato Excel.

Ofrece un apartado de 'Fotos y fichas de aves exóticas', en el cual se puede consultar una galería de imágenes de gran parte de las especies introducidas en nuestro país (principalmente especies exóticas, pero también especies nativas, ejemplares híbridos o variedades domésticas), divididas en tres grupos:

Galería 1: Struthioniformes/Ciconiiformes (avestruces, cisnes, gansos, barnaclas, patos, cercetas, tarros, perdices, faisanes, pavos, pelícanos, cormoranes, cigüeñas, garzas, flamencos).

Galería 2: Falconiformes/Otras aves no passeriformes (águilas, buitres, halcones, grullas, fochas, palomas, tórtolas, pericos, papagayos, cacatúas, cotorras, amazonas, guacamayos, búhos, lechuzas, otras aves).

Galería 3: Passeriformes (bulbules, cuervos, estorninos, gorriónes, tejedores, picos de coral, pinzones, canarios, escribanos, cardenales).

El nombre científico al pie de cada foto conduce, en algunos casos, a una ficha detallada de la especie. Estas fichas contienen la información más importante relativa a cada especie. Se puede encontrar información general sobre (1G) taxonomía, (2G) descripción de la especie (y subespecies), (3G) identificación, (4G) biología, (5G) distribución mundial (a gran escala), (6G) nivel de protección, (7G) situación en Europa y otros continentes y (8G) referencias bibliográfica. También tienen información específica de España: (1E) situación en España, (2E) categoría (Península y Baleares, Canarias), (3E) distribución en España con un mapa de presencia/ausencia por provincias con gradiente de colores, (4E) citas de reproducción en libertad, (5E) biología de la especie, (6E) daños sobre el medio natural, (7E) daños sobre el medio humano y (8E) medidas de control.

En la tabla 3 se resume la información aportada por este grupo para cada especie tratada:

Tabla 3: Resumen de la información por especie ofrecida por el GAE.

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	1 G	2 G	3 G	4 G	5 G	6 G	7 G	8 G	1 E	2 E	3 E	4 E	5 E	6 E	7 E	8 E
<i>Struthio camelus</i>	Avestruz	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x
<i>Cygnus olor</i>	Cisne vulgar	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cygnus atratus</i>	Cisne negro	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Psittacula krameri</i>	Cotorra de kramer	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Agapornis fischeri</i>	Inseparable de Fischer	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
<i>Psittacus erithacus</i>	Loro gris o yaco	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
<i>Poicephalus senegalus</i>	Lorito senegalés	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Aratinga acuticaudata</i>	Cotorra cabeciazul	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aratinga mitrata</i>	Aratinga mitrada	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aratinga erythrogenys</i>	Aratinga de Guayaquil	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Nandayus nenday</i>	Cotorra cabecinegra	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
<i>Cyanoliseus patagonus</i>	Cotorra barranquera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra de pecho gris	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Amazona aestiva</i>	Amazona frentiazul	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x

Actualmente tienen en preparación las fichas de las especies *Oxyura jamaicensis*, *Phasianus colchicus*, *Threskiornis aethiopicus*, *Columba*

livia var. domestica, *Agapornis personatus*, *Amazona ochrocephala*, *Pycnonotus jocosus*,

Leiothrix lutea, *Acridotheres tristis*, *Estrilda astrild* y *Amandava amandava*.

Es de destacar el Noticiario de aves exóticas, anual, que recoge citas mucho más exactas de las especies (ver tabla 4).

Tabla 4. Citas de *Myiopsitta monachus* recogidas en el año 2007, publicadas en el 2008. (Fuente: http://www.seo.org/media/docs/dat_noticiario_2007.pdf)

Myiopsitta monachus	Cotorra argentina ■
Especie exótica establecida. Categoría: C / C . Originaria de Sudamérica. Introducida principalmente de forma accidental (escape de individuos cautivos). Ant. Noticiarios: Citas: + ; Años: 02, 03, 04, 05, 06; Máx ind: 40.	
ANDALUCÍA	
<ul style="list-style-type: none"> ● 8 ej., 16.11.2000, parque periurbano Dunas de San Antón, El Puerto de Santa María (Cádiz) (Rafael García). ● 6 ej., 13.03.2001, parque periurbano Dunas de San Antón, El Puerto de Santa María (Cádiz). Más tarde, el 31.10 se ven 10 ej. (Rafael García). ● 5 ej., 05.08.2002, parque periurbano Dunas de San Antón, El Puerto de Santa María (Cádiz). En la misma localidad, el 14.10 se ven 9 y 6 ej. en la urbanización Vistahermosa (Rafael García). ● 2 ej. y 1 nido, 31.03.2004, urbanización Vistahermosa, El Puerto de Santa María (Cádiz). Más tarde, el 03.11 se ven 4 ej. (Rafael García). ● 9 ej., 14.11.2006, parque periurbano Dunas de San Antón, El Puerto de Santa María (Cádiz) (Rafael García). ● 1 ej., juvenil, 19.03.2007, Víznar (Granada) (Jorge Garzón). 	
BALEARS	
<ul style="list-style-type: none"> ● 2 ej., 10 y 13.04.2006, predio de Son Pax, Palma de Mallorca (Rafel Mas). ● 8 ej., 05.04.2007, paseo marítimo, Palma de Mallorca (Artur Degollada). ● 6 ej., 05.10.2007, predio de Son Pax, Palma de Mallorca (Rafel Mas). ● 1 ej., 26.10.2007, ses Argiles, Sóller (Mallorca) (Samuel Pinya). Hacía un par de meses que no se veía ninguna por la zona. 	
CATALUÑA	
<ul style="list-style-type: none"> ● Entre 10.2004 y 12.2004, presencia de ejemplares en Ripoll (Girona) (Pau Ortiz). Fotos. ● 2 ej., 07.01.2006, La Pineda, Salou (Tarragona) (Albert Cama, Abel Martín Oribe y Isabel Sancho Avelló). ● Al menos 23 ej., 03.01.2007, Pla de Grau, Malgrat de Mar (Barcelona). El 04.03 se observaron 19 ej. Foto. El 23.11 se observaron 25 ej. También se observaron 5 ej. el 04.01 en el cruce de Palafolls, en la misma localidad (Xavier Romera). ● 60 ej., 08.01.2007, plaza de les Glòries, Barcelona (Xavier Tomàs). ● 2 ej., 25.01.2007, núcleo urbano de El Prat de Llobregat (Barcelona) (Ángel Fernández). ● 2 ej., 03.03.2007, mercado Martí l'Humà, Terrassa (Barcelona) (J.C. Fernández-Ordóñez). Primera observación en la zona. ● 15 ej., 08.03.2007, plaza Pompeu Fabra, Molins de Rei (Barcelona) (Carles Furquet, Ramon Furquet y Rosa de Dios). ● 2 ej., 11.03.2007, Cunit (Tarragona). Más tarde, el 02.06 se observan 6 ej. (Antonio Rodríguez Sinovas). ● 7 ej., 16.04.2007, sobrevolando la urbanización Mas Mora, Tordera (Barcelona) (Xavier Romera). ● 2 ej., 11.06.2007, desembocadura del río Tordera (Barcelona/ Girona) (Xavier Romera). Más tarde, el 19.11 se observan 25 ej. (Enric Badosa). ● 10 ej., 23.07.2007, parque Torreblanca, Sant Feliu de Llobregat (Barcelona) (Carles Furquet y Rosa de Dios). Foto. ● Más de 40 ej., 24.11.2007, sobrevolando la autopista AP-7, Cerdanyola del Vallès (Barcelona) (Carles Furquet). ● Durante todo el 2007 se realizan observaciones frecuentes en el delta del Llobregat (Barcelona) (Ferran López). 	
COM. VALENCIANA	
<ul style="list-style-type: none"> ● 2 ej., al menos entre 09.2006 y 01.2007, L'Olleria (València) (Pepe Ruiz Sanchis). ● 2 ej., 17.02.2007, Alcalalí, La Marina Alta (Alacant) (Víctor París y Toni Polo). ● 2 ej., 17.04.2007, Almàspera (València), alimentándose de los frutos de un cinamomo (<i>Melia azedarach</i>) en el patio de un colegio. Entre Alboraya y Almàspera, se observó también 1 ej. El 20.04 en la desembocadura del Barranc de Carraixet y zonas próximas (Rafa Muñoz Bastit). ● 1 ej., 25.04.2007, Avenida del Puerto, València, alimentándose de los frutos de un cinamomo (<i>Melia azedarach</i>) (Rafa Muñoz Bastit). 	
GALICIA	
<ul style="list-style-type: none"> ● Al menos 12 ej., durante 2006, en Noia (A Coruña), en un parque con palmeras, sin llegar a comprobarse la reproducción (Manuel Polo). ● 19 ej., 16.08.2007, ciudad de Vigo (Pontevedra) (César Vidal). ● 16 ej., 14.10.2007, parque urbano de A Guarda (Pontevedra) (César Vidal). 	
MADRID	
<ul style="list-style-type: none"> ● 8 ej., 05.06.2007, Villaviciosa de Odón (Madrid) (Unai Fuente y Justina Pérez). 	
PAÍS VASCO	
<ul style="list-style-type: none"> ● 1 ej., 28.08.2007, Zarautz (Gipuzkoa) (Rafael Saiz Elizondo). Se trata del ejemplar ya presente en diciembre de 2006, que sobrevivió al invierno. 	

Con todos los datos que recogen y actualizan de las aves exóticas que se avistan en territorio español, el GAE está organizando una Base de Datos que recoge las mismas citas publicadas en

los noticiarios (años 2003 en adelante) y la información sobre citas anteriores a 2003.

Los campos de que constará la Base de Datos hacen referencia a la identificación de la especie (familia, género, especie, subespecie), la

observación (número de individuos, sexo, edad, indicios de reproducción), la fecha, lugar (provincia, municipio, localidad) y autor de la cita. Como reflejan en su portal de Internet, la Base de Datos está siendo elaborada por Comunidades Autónomas, encontrándose bastante avanzada la parte correspondiente a las Comunidades de Asturias, Cataluña, Madrid, Murcia y Valencia, existiendo también información recopilada referente a Baleares y Extremadura. La información contenida en la Base de Datos puede ser solicitada al Grupo de Aves Exóticas.

⊕ Utilidad: existe información sobre las aves exóticas introducidas en territorio español, pero son los documentos regionales o locales los que incluyen información más detallada en cuanto a localizaciones. Aunque actualmente no se obtienen conjuntos de datos georreferenciados y que no existe una información relevante para utilizarla junto con cambio climático, la futura base de datos que está desarrollando el GAE puede resultar de elevada utilidad.

BANCO DE DATOS DE LA BIODIVERSIDAD DEL MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO

Puede consultarse en línea en la URL <http://www.marm.es/es/biodiversidad/servicios/banco-de-datos-biodiversidad/default.aspx/>

⊕ El actual Banco de Datos de la Biodiversidad que abarca prácticamente todas las áreas de actividad de competencia de la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino es el fruto de una progresiva evolución iniciada en 1983 con el 'Estudio de la configuración y de los programas de creación de un banco de datos geográfico', la adquisición, en 1986, de un Sistema de Información Geográfica (SIG) para el inventario y la gestión forestal y la integración de sucesivas aplicaciones informáticas.

⊕ Las funciones del Banco de Datos de la Biodiversidad se estructuran en tres grupos de actividades:

Entrada de información (incorporación de información cartográfica y alfanumérica georreferenciada del medio natural);

Análisis y manejo de datos comprende, entre otras, las tareas de corrección topológica, geométrica y temática para crear capas homogéneas que cubran todo el territorio nacional independientemente de su fuente de origen. El carácter dinámico del Banco de Datos de la Biodiversidad obliga a una actualización periódica.

Difusión de la información mediante: publicaciones específicas digitales, inclusión de cartografía digital en las publicaciones y descargas gratuitas en Internet. Cuando la información no esté disponible a través de la web es posible solicitarla por escrito a la autoridad competente.

La información disponible hasta el momento versa sobre:

- Erosión de Suelos.
- Espacios Protegidos.
- Estadísticas Forestales.
- Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica.
- Hábitat (Directiva 92/43/CEE).
- Inventario Forestal Nacional.
- Inventario Nacional de Biodiversidad (Hábitat y Especies).
- Mapa Forestal.
- Productividad Potencial Forestal.
- Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND).
- Publicaciones disponibles en formato digital.
- Vegetación Potencial: clasificaciones de Rivas Martínez y Allúe Andrade.
- Vías Pecuarias.

Asociado al banco hay un servidor cartográfico. La información cartográfica de la malla 1x1 se ofrece en formato shape (.SHP): malla1x1_p.zip que corresponde al ámbito de la Península y Baleares (Datum ED50. Elipsoide Internacional 1924. HAYFORD 1909. Proyección UTM Zona 30) y malla1x1_c.zip que hace referencia a las Islas Canarias (Datum WGS84. Elipsoide WGS84. Proyección UTM Zona 28).

El campo que relaciona la Base de Datos con la Malla es CUADRICULA y COD10X10, respectivamente, en una relación de 1 a muchos.

Para facilitar la descarga, todos los ficheros se proporcionan en formato .ZIP

✦ Por lo que concierne a las EEI la información sobre fauna contenida en la Bases de Datos corresponde a los datos que figuran en los diferentes Atlas y Libros Rojos de Vertebrados.

Además de la base de datos la información es descargable mediante fichas en formato pdf que

mantienen el mismo diseño de las publicaciones en papel.

No está disponible por el momento la información (base de datos) sobre flora exótica invasora recogida en el Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España (Península, Baleares y Canarias).

ATLAS, LIBROS... LITERATURA CIENTÍFICA

Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España (Península, Baleares y Canarias)

Sanz-Elorza M.; Dana E. D. & Sobrino E. (2004): *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España (Península, Baleares y Canarias)*, Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 378 Pp.

Realizado sobre la base de bibliografía existente, es el primer trabajo específico de distribución de EEI en el Estado español. Trata, mediante fichas individuales, 123 plantas exóticas consideradas invasoras. Cada ficha está estructurada en las siguientes secciones: datos generales (taxonomía, fenotipo, tipo biológico); procedencia y forma de introducción; abundancia y tendencia poblacional; biología; problemática (en otros países y en España); actuaciones recomendadas, referencias y dos mapas de distribución: mundial y nacional (este último con malla UTM 10x10 Km.). También recoge una sinopsis de la Flora alóctona española, con 937 especies naturalizadas, invasoras, subespontáneas o casuales, para la que se analiza su espectro taxonómico, biotipos, los tipos de introducción, los ecosistemas afectados y los métodos de control considerados efectivos (para 75 especies).

Atlas y libro rojo de los peces continentales de España

Doadrio I. (ed.). (2001): *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. DGCN-CSIC, Madrid, 374 Pp.

Contiene información sobre 23 especies exóticas establecidas intercaladas entre las especies autóctonas. Cada ficha está estructurada en las siguientes secciones: descripción, biología y ecología, taxonomía, distribución (incluye un mapa de España con malla UTM 10x10 Km.), conservación (impacto generado), estado de conservación y bibliografía. El atlas incluye un capítulo reservado a las especies alóctonas (Peces exóticos introducidos en España) que aborda el problema de las introducciones, las especies exóticas introducidas en España (incluye un listado de 25 especies), el origen de las introducciones (vías de entrada), el impacto de

los peces aclimatados, e información sobre control y erradicación.

Atlas de las aves reproductoras de España

Martí R. & J.C. del Moral (eds.) (2003): *Atlas de las aves reproductoras de España*, DGCN-SEO/BirdLife, Madrid, 733 Pp.

Contiene información sobre especies exóticas en un apartado separado. Aquellas que presentan un carácter establecido más claro (categoría C) son tratadas mediante fichas (6 especies). Cada ficha está estructurada en las siguientes secciones: distribución (mundial y en España), población y tendencia en España, amenaza y conservación, dos mapas que además de representar la distribución de la especie también aportan información sobre reproducción y abundancia. Sigue a las fichas una relación no exhaustiva de especies exóticas (43) algunas de las cuales invasoras, cuya información es tratada de forma muy resumida y, aunque abastezca datos de presencias y citas, su distribución no está representada en mapas.

Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España

Pleguezuelos J.M.; R. Marquez & M. Linaza (eds.) (2002): *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*, DGCN- AHE, Madrid, 584 Pp.

El Atlas sigue un esquema algo diferente: sólo las introducciones muy antiguas son consideradas con el resto de las especies con sus fichas correspondientes. No obstante, el manuscrito incluye un capítulo acerca de las especies introducidas, establecidas o no. Existe una revisión de este texto en la que se incluyen especies de introducción antigua (16) y reciente (12 para 3 de las cuales hay mapa de distribución). También se tratan las traslocaciones de anfibios y reptiles en la Península Ibérica (9), Baleares (3) y Canarias (5) así como se aporta un listado de 28 especie exóticas consideradas aclimatadas (no se reproducen en el medio natural) (http://www.herpetologica.org/documentos/especies_introducidas.pdf).

Atlas de los Mamíferos terrestres de España

Palomo L.J. & J Gisbert (eds.) (2002): *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*, DGCN-SECEM-SECEMU, Madrid, 564 Pp.

Contiene información sobre especies exóticas introducidas e invasoras intercaladas entre las especies autóctonas. Cada ficha está estructurada en las siguientes secciones: nombre científico acompañado de notas de sistemática, nombres vulgares, información taxonómica,

descripción, distribución, variación geográfica, hábitat y rango altitudinal, reproducción, hábitos alimentarios, abundancia, organización social y comportamiento, interés económico e interacción con el hombre, depredación, patología y parásitos, factores de amenazas y medidas de gestión, bibliografía y autores del texto. Cada ficha incluye un mapa de distribución (malla UTM 10x10 Km.).

EJEMPLOS DE INVENTARIOS REGIONALES

En determinados estudios y base de datos se puede encontrar información muy detallada sobre la distribución de determinadas EEI. A continuación se analizan algunos de los más representativos:

BASE DE DATOS DE ESPECIES INTRODUCIDAS EN CANARIAS

Coordinada por el Gobierno de Canarias, es accesible por Internet en <http://www.interreg-bionatura.com/especies/>

⊕ Delimitación geográfica: incluye las especies introducidas naturalizadas en las Islas Canarias.

⊕ Delimitación biológica: el ámbito de aplicación incluye las especies introducidas, tanto exóticas como exóticas invasoras, naturalizadas en Canarias, tanto en hábitats terrestres como marinos. Contempla también especies de fauna exóticas sujetas a comercio y con potencial invasor en el caso de llegar a ser liberadas y establecerse en el medio natural, así como especies animales nativas trasladadas a otras islas o islotes que no forman parte de su distribución natural. No incluye especies ligadas a la agricultura o la ganadería, salvo en aquellos casos en que estén naturalizadas y muestren un carácter potencialmente invasor.

⊕ Estructura de la base de datos: configurada en forma de tabla, se incluye la relación de especies con su nombre científico, la distribución insular (presencia/ausencia) y la categoría de origen asignada:

IS (introducida segura)	II (introducida invasora)	IP (introducida probable)
-------------------------	---------------------------	---------------------------

Podemos encontrar actualmente tres listados: Animales, Plantas y hongos y Protoctista (algas). A través de los nombres de las especies se puede acceder a fichas en formato pdf correspondientes a los diferentes taxones incluidos en ella. Tan sólo algunas especies tienen desarrollada ya la citada ficha.

⊕ Información que facilita: fecha de entrada, distribución, interacciones con las especies autóctonas, acciones de conservación de las que han sido objeto, etc.

A continuación se muestra un esquema de la base de datos:

📁 Animales.

📁 Especies exóticas establecidas.

📄 Especies que, fruto de su liberación accidental o voluntaria, han establecido poblaciones reproductoras estables en cualquiera de los hábitats, marinos o terrestres, presentes en Canarias.

📁 Especies exóticas no establecidas.

📄 Especies que, fruto de su liberación accidental o voluntaria, se encuentran en libertad en cualquiera de los hábitats presentes en Canarias pero que por el momento no han establecido poblaciones reproductoras estables (aunque se haya constatado su reproducción ocasional).

📁 Taxones comercializables.

📄 Taxones que son objeto de comercio y que, de ser liberados accidental o voluntariamente, podrían establecerse e, incluso, convertirse en especies invasoras.

📁 Especies nativas trasladadas.

📄 Especies nativas que han sido introducidas voluntaria o accidentalmente en otras islas o islotes que no forman parte de su distribución natural, tanto si han establecido poblaciones reproductoras como si no lo han hecho.

📁 Plantas y hongos.

📁 Invasoras o potencialmente invasoras.

📄 Se incluyen especies vegetales terrestres introducidas con comportamiento invasor en las Islas o en otros lugares del planeta. Categoría II.

📁 Especies introducidas.

📄 Incluye especies naturalizadas que se consideran introducidas en el archipiélago canario y que, en el momento de su categorización, no existían referencias claras de su posible comportamiento invasor dentro o fuera del archipiélago. Categoría IS.

📁 Especies introducidas probables.

📄 Incluye especies de las que no hay seguridad de su carácter introducido, pero sobre las que existen indicios suficientes que llevan a suponer su carácter de foráneas asociadas en su dispersión a la actividad humana. Categoría IP.

📁 Especies nativas trasladadas.

📁 Especies comercializables.

📁 Protoctistas (algas).

📄 Se incluyen en este listado aquellas algas consideradas como especies introducidas en Canarias, o bien aquellas de las que existen indicios suficientes que llevan a suponer su carácter de exóticas asociadas en su dispersión a la actividad humana. En algunos casos se les asigna carácter invasor, en otros no ha sido determinado por el momento.

Algunas especies cuentan con una ficha descargable en formato pdf, que incluye datos sobre: clasificación, descripción, distribución (área de distribución natural, área de introducción a nivel mundial: sólo con los nombres de los países), área de distribución en Canarias (aportando el nombre de las islas), hábitat [en su área de distribución natural, y en el área de introducción en Canarias (*a grosso modo*)], biología y ecología (ecología trófica, biología de la reproducción, interacciones entre especies, patrón social y comportamiento), vías y causas de introducción potencial, principal vía de dispersión o propagación potencial, (sin detalles), impacto potencial [sobre el hábitat, sobre especies nativas e introducidas, impactos sanitarios y sociales y económicos (sin cifras)], situación legal de la EE (según el Convenio de Berna, de Bonn y del CITES), mandato legal para su control (si existe), inclusión en listas, bases de datos o normativa de otros países u organismos internacionales, técnicas de manejo (sin detalles), actuaciones de control (sin detalles), referencias bibliográficas, enlaces, autorías y fecha de la ficha.

En el mismo listado no es posible buscar por grupos taxonómicos ni por el grado de invasión, sino que las especies están ordenadas por orden alfabético, lo cual alarga considerablemente el tiempo de búsqueda.

Sin embargo, cuenta con otro enlace de búsqueda donde permite consultar mediante el nombre científico, nombre común en castellano o en inglés de cada especie, por la distribución insular o por el ambiente en que habita (dividido en terrestre, marino y dulceacuícola), pudiendo incluir también el Reino (animal, vegetal, protoctista u hongos) y, en el caso de animales, si es vertebrado o invertebrado.

Por ejemplo, dentro del apartado de especies exóticas establecidas de fauna, contempla 230 especies como invasoras seguras (IS), 86 especies como invasoras introducidas (II) y 321 especies como invasoras probables (IP). De ellas tan sólo es posible acceder a información más completa (ficha descargable en pdf) en el caso de las especies reseñadas en el cuadro XX.

Especies de la Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias de las que es posible obtener información más completa.

Acridotheres tristis (II), *Aleurodicus dispersus* (II), *Aleurothrix floccosus* (II), *Amadina fasciata* (IS), *Ammotragus lervia* (II), *Armadillidium vulgare* (II), *Atelerix algirus* (II), *Atlantoxerus getulus* (II), *Carassius auratus* (IS), *Columba guinea* (II), *Crociodura russula* (II), *Diocalandra frumenti* (II), *Dysdera crocata* (II), *Eluma purpurascens* (II), *Estrilda astrild* (II), *Estrilda melpoda* (II), *Euplectes orix* (IS), *Felis silvestres catus* (II), *Hemidactylus turcius* (II), *Hyla meridionales* (II), *Laemostenus complanatus* (II), *Lamprotornis purpureus* (IS), *Lasius neglsectus* (II), *Lecanoideus floccissimus* (II), *Linepithema humile* (II), *Loxosceles rufescens* (IP), *Melopsittacus undulatus* (II), *Mus musculus* (II), *Myiopsitta monachus* (II), *Numida melegris* (IS), *Opogona sacchari* (IP), *Oreochromis mossambicus* (IS), *Oryctolagus cuniculus* (II), *Ovis aries* (II), *Paratrechina jaegerskioeldi* (II), *Paratrechina longicornis* (II), *Periplaneta americana* (II), *Periplaneta australasiae* (II), *Phasianus colchicus* (IS), *Poecilia reticulata* (IS), *Poicephalus senegalus* (II), *Porcellionides pruinosus* (II), *Porcellinoides sexfasciatus* (II), *Procambarus clarkii* (II), *Psittacula krameri* (II), *Pycnonotus jocosus* (II), *Ramphotyphlops braminus* (IS), *Rana perezi* (II), *Rattus norvegicus* (II), *Rattus rattus* (II), *Rhynchophorus ferrugineus* (II), *Rousettus aegyptiacus* (II), *Solenopsis germinata* (II), *Streptopelia roseogrisea* (IS), *Suncus etruscus* (II), *Tapinoma melanocephalum* (II), *Tecia solanivora* (II), *Threskiornis aethiopicus* (IP) y *Uraeginthus bengalus* (II).

⊕ Utilidad: no existen datos en la totalidad de las fichas, ni existen citas georreferencias. Tampoco se ofrecen estadísticas de hábitats más ocupados por EEI, especies más perjudicadas, etc. que podrían ser de gran ayuda. Si es útil para ver qué especies están invadiendo las diferentes islas y desde ahí extrapolar los requerimientos ecológicos, ambientales y climáticos de las especies que se hayan preseleccionado.

PROYECTO BIOTA-ESPECIES DE CANARIAS

El proyecto Biota-Especies constituye un conjunto de actuaciones para desarrollar la puesta en marcha y funcionamiento del Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias. Es una iniciativa del Gobierno de Canarias que comienza a mediados del año 1998, cuyo objetivo principal es la creación de una base de datos con información sobre todas las especies que componen la biota de este

archipiélago.
<http://www.gobcan.es/cmayerot/medioambiente/medionatural/biodiversidad/especies/bancodatos/index.html>

⊕ Delimitación geográfica: Islas Canarias.

⊕ Delimitación biológica: toda la biota de Canarias.

⊕ Tratamiento de los datos: se diseñó un sistema informático que fuera capaz de almacenar y analizar la información previamente recopilada y seleccionada. Este sistema, denominado Atlantis, ha registrado hasta la actualidad información sobre unas 17.000 especies (aproximadamente 12.700 especies del medio terrestre y 4.200 especies del medio marino) y unas 3.600 subespecies del medio terrestre. Este software sistematiza toda la información taxonómica y corológica de las especies. Es una aplicación desarrollada en Visual Basic utilizando bases de datos SQL Server. Atlantis es una base de datos taxonómica diseñada para el almacenamiento de la información contenida en una amplia gama de documentos, que va desde artículos científicos, a textos normativos e informes inéditos.

Para la carga de información geográfica se ha establecido un nivel de precisión máximo de cuadrículas de 500 m de lado. Asimismo el programa puede discriminar entre 4 niveles de precisión de los datos y entre 3 niveles de confianza de la información. La incorporación de diferentes capas cartográficas en el módulo gráfico del sistema hacen posible que la carga de datos geográficos se realice de forma directa visualizando las localidades donde son citadas las especies, si bien la carga se pueda llevar a

cabo también introduciendo directamente datos en forma de coordenadas geográficas.

⊕ Información que facilita: para cada especie o subespecie se ha registrado su nombre científico, subnómines (nombres asignados a las especies que en la actualidad son erróneos), la asignación taxonómica a cada categoría (género, familia, orden, clase, phylum, subdivisión y división), situación geográfica según años y con varios niveles de precisión, niveles de protección (especies catalogadas o protegidas), hábitat, nivel de endemidad y origen de las especies (nativo o introducido). En la actualidad se está procediendo también a la carga de imágenes sobre las especies.

⊕ Utilidad: uno de los objetivos principales del Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias es que pueda servir como herramienta de ayuda en los procesos de diagnóstico, planificación y gestión de la biodiversidad. Para ello el software Atlantis dispone de un módulo capaz de realizar diferentes consultas relacionadas con análisis de la biodiversidad, entre ellas riqueza de especies, rareza distribucional, prioridades de conservación, etc. A través de este último análisis se seleccionan y ordenan áreas en las que la conservación de la biodiversidad es prioritaria. En un futuro puede resultar útil para el tema que nos ocupa.

FLORA Y FAUNA INVASORA DE GALICIA

Realizada por la Consellería do Medio Rural de la Xunta de Galicia, está disponible en línea en la URL http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/especies_florainvasora_listado_cas.jsp

⊕ Delimitación geográfica: ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos de la comunidad autónoma de Galicia.

⊕ Delimitación biológica: incluye las especies de flora y fauna exóticas invasoras presentes en Galicia (incluidas las islas del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia), así como especies naturalizadas no consideradas invasoras. Se excluyen las

especies no establecidas (importadas no introducidas, en cautividad o casuales).

⊕ Estructura de la base de datos: presenta un listado de nombres científicos (con su nombre común), dividido en dos partes: flora y fauna. El apartado de flora invasora ofrece la siguiente información: (1) taxonomía de la especie, (2) descripción, (3) lugar de origen, (4) propagación, (5) comportamiento y problemática, (6) introducción, (7) hábitats en que aparece, (8) distribución en Galicia, (9) otras especies, (10) mecanismos de control (a. mecánico; b. químico; c. biológico) y (11) bibliografía (ver tabla 5).

Tabla 5: Información recogida para la flora invasora en la base de datos de Galicia.

Flora: helechos (1), plantas superiores (30), flora naturalizada (0), otras especies (42).											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Helechos											
<i>Azolla filiculoides</i> , Helecho de agua	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x
Plantas superiores											
<i>Acacia dealbata</i> , Acacia, mimosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ailanthus altissima</i> , Ailanto	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Amaranthus retroflexus</i> , Bledo	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

<i>Arctotheca calendula</i> , Arctotheca	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Arundo donax</i> , Caña, falso bambú	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bacopa monnieri</i> , Bacopa enana	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bidens aurea</i> , Té, té americano	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Buddleja davidii</i> , Lilar	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Carpobrotus edulis</i> , Uña de gato	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conyza canadensis</i> , Coniza	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cortaderia selloana</i> , Plumero	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cotula coronopifolia</i> , Cotula	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Crococsmia x crocosmiiflora</i> , Crocosmia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cyperus eragrostis</i> , Juncia olorosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Egeria densa</i> , Elodea densa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x
<i>Helichrysum petiolare</i> , Siempre viva	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x
<i>Ipomoea indica</i> , Campanilla	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x
<i>Ludwigia grandiflora</i> , Ludwigia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oenothera glazioviana</i> , Hierba del asno	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x
<i>Oxalis pescaprae</i> , Vinagreta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Paspalum dilatatum</i> , Pasto miel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Phytolacca americana</i> , Hierba carmín	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Reynoutria japonica</i> , Reynoutria	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Robinia pseudoacacia</i> , falsa acacia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Senecio mikanioides</i> , Hiedra alemana	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Spartina patens</i> , Espartina	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Stenotaphrum secundatum</i> , Grama americana	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tradescantia fluminensis</i> , Oreja de gato	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tropaeolum majus</i> , Capuchina	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Vinca difformis</i> , Vincapervinca	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Flora naturalizada (no incluyen especies)

Otras especies (sólo incluyen una breve descripción)

Abutilon theophrasti, *Acer negundo*, *Agave americana*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Araujia sericifera*, *Artemisia verlotiorum*, *Bromnus catharticus*, *Calendula officinalis*, *Chamomilla suaveolens*, *Chenopodium ambrosioides*, *Coronopus didymus*, *Datura stramonium*, *Dittrichia viscosa*, *Eichhornia crassipes*, *Eleocharis bonariensis*, *Eleusine tristachya*, *Eragrostis curvula*, *Erigeron karvinskianus*, *Eschscholzia californica*, *Ficus carica*, *Galinsoga parviflora*, *Gamochaeta spicata*, *Gladiolus undulatus*, *Hakea sericea*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Juncus tenuis*, *Lonicera japonica*, *Matthiola incana*, *Mirabilis jalapa*, *Opuntia humifusa*, *Panicum dichotomiflorum*, *Petasites fragrans*, *Prunus laurocerasus*, *Salpichroa origanifolia*, *Setaria parviflora*, *Solanum chenopodioides*, *Sorghum halepense*, *Sporobolus indicus*, *Veronica persica*, *Xanthium spinosum*, *Yucca gloriosa*, *Zantedeschia aethiopica*

El apartado de fauna invasora incluye: (1) taxonomía de la especie, (2) descripción, (3)

reproducción, (4) hábitos alimenticios, (5) hábitat y (6) distribución (ver tabla 6).

Tabla 6: Información recogida para la fauna invasora en la base de datos de Galicia.

Fauna invasora: mamíferos (1), aves (6), reptiles (2), peces y agnatos (9).

Fauna invasora		1	2	3	4	5	6
Aves							
<i>Amandava amandava</i> , Bengalí rojo		x	x	x	x	x	x
<i>Estrilda astrild</i> , Pico de coral		x	x	x	x	x	x
<i>Estrilda melpoda</i> , Estrilda de cara naranja		x	x	x	x	x	x
<i>Myiopsitta monachus</i> , Cotorra Argentina		x	x	x	x	x	x
<i>Poephila guttata</i> , Diamante mandarín		x	x	x	x	x	x
<i>Psittacula krameri</i> , Cotorra de Kramer		x	x	x	x	x	x
Mamíferos							
<i>Mustela vison</i> , Visón americano		x	x	x	x	x	x
Peces y Agnatos							
<i>Carassius auratus</i> , Pez rojo		x	x	x	x	x	x
<i>Cobitis calderoni</i> , Lamprehuela		x	x	x	x	x	x
<i>Cobitis paludica</i> , Colmilleja		x	x	x	x	x	x
<i>Cyprinus carpio</i> , Carpa		x	x	x	x	x	x
<i>Gambusia holbrooki</i> , Gambusia		x	x	x	x	x	x
<i>Gobio gobio</i> , Gobio		x	x	x	x	x	x
<i>Micropterus salmoides</i> , Perca americana		x	x	x	x	x	x
<i>Phoxinus phoxinus</i> , Piscardo		x	x	x	x	x	x
<i>Tinca tinca</i> , Tenca		x	x	x	x	x	x
Reptiles							

<i>Tarentola boettgeri</i> , Perenquén de Boettger	x	x	x	x	x	x
<i>Trachemys scripta</i> , Galápagos americano	x	x	x	x	x	x
Fauna naturalizada: aves (1), peces y agnatos (1)						
Aves						
<i>Phasianus colchicus</i> , Faisán	x	x	x	x	x	x
Peces y agnatos						
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , Trucha arco-iris	x	x	x	x	x	x

⊕ Información que facilita: en el caso de la flora invasora, la información que nos ofrece en cuanto a distribución parece estar georreferenciada a juzgar por los mapas de distribución que incluye, aunque no se tiene acceso público a estos datos.

Ofrece fichas en pdf con el mapa de distribución de la especie, pero sin acceso a los datos de las cuadrículas, y con mapas en muy baja resolución.

En el caso de la fauna invasora, la información ofrecida es muy escasa. Se puede descargar de cada especie una ficha en formato pdf que da una somera información acerca de la especie, pero presenta muy poca información de distribución en territorio español, no tiene referencias bibliográficas, y presenta muy poca información acerca de las necesidades ecológicas y biológicas de la especie. Así mismo, casi no ofrece datos sobre su impacto.

ASTURNATURADB

Realizada por la Asociación de amigos de la vida marina, [asturnatura.com](http://www.asturnatura.com) nació en el año 2004 como un proyecto de sensibilización y difusión sobre la importancia de proteger la naturaleza y la biodiversidad. Está disponible en Internet en la URL: <http://www.asturnatura.com>

⊕ Delimitación geográfica: región Cantábrica (desde los Pirineos Atlánticos al norte de Portugal).

⊕ Delimitación biológica: especies de flora y fauna. No tiene una sección específica de EEI por separado.

⊕ Estructura de la base de datos: está compuesta por dos secciones: flora y fauna. Gracias a los buscadores y concretamente a la búsqueda según el tipo de especies podemos ‘pinchar’ en invasoras, con 38 EEI del Cantábrico recogidas.

⊕ Información que facilita: el contenido de las fichas (1) nomenclatura y clasificación, (2) descripción de la especie, (3) hábitat y ecología, (4) requerimientos ecológicos (luz, T^a, humedad, continentalidad, acidez, nitrógeno, todo ello a grandes rasgos), (5) tipo biológico, (6) distribución, (7) georreferenciación SINFLAC (Sistema Integrado de Información Faunística y Florística Cantábrica), (8) lista de localidades (lugar, fecha, personas que recogieron el dato, colección – FCO y LEB-CORMO-), (9) fotografías, (10) glosario de términos y (11) curiosidades, artículos relacionados.

SINFLAC es una herramienta en línea desarrollada por [asturnatura.com](http://www.asturnatura.com) para el estudio y la distribución geográfica

de los diferentes taxones vegetales y animales de la comarca cantábrica. Elabora mapas corológicos interactivos integrando la información aportada por las fichas de las especies y las galerías de fotos. Los datos son aportados por los usuarios del propio programa. Existen 133 poblaciones de EEI georreferenciadas.

A continuación se muestra un esquema de las especies que trata:

📁 Invertebrados marinos:

📄 *Crassostrea gigas*, *Crepidula fornicata*, *Styela clava*

📁 Algas:

📄 *Asparagopsis armata*, *Bonnemaisonia hamifera*, *Codium fragile*, *Colpomenia peregrina*, *Falkenbergia rufolanosa*, *Grateloupia turuturu*, *Sargassum muticum*, *Undaria pinnatifida*,

📁 Hongos:

📄 *Clathrus archeri*, *Clathrus ruber*, *Cortinarius ctenandii*, *Laccaria fraterna*, *Stereum illudens*

📁 Plantas:

📄 *Acacia melanoxylon*, *Arctotheca calendula*, *Baccharis halimifolia*, *Buddleja davidii*, *Carpobrotus acinamiformis*, *Coronopus didymus*, *Cortaderia seloana*, *Cotula australis*, *Cotula coronopifolia*, *Crocosmia x crocosmiflora*, *Datura stramonium*, *Eucalyptus globulus*, *Oenothera glazioviana*, *Oenothera rosea*, *Oxalis latifolia*, *Oxalis pes-caprae*, *Paspalum vaginatum*, *Stenotaphrum secundatum*, *Tradescantia fluminensis*, *Tropaeolum majus*, *Xanthium strumarium subs. italicum*

📁 Aves:

📄 *Streptopelia decaocto*

De todas ellas, señala que las que mayor peligro representan para los ecosistemas son el sargazo (*Sargassum muticum*), la undaria (*Undaria pinnatifida*), el alga parda *Colpomenia peregrina*, las algas rojas *Asparagopsis armata* y *Bonnemaisonia hamifera*, la uña de gato (*Carpobrotus acinamiformis*), el esclop

(*Crepidula fornicata*) y la ostra portuguesa (*Crassostrea gigas*).

BDBC. BANCO DE DATOS DE BIODIVERSIDAD DE CATALUÑA

Disponible en línea en la URL:
<http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>

- ⊕ Delimitación geográfica: Cataluña.
- ⊕ Delimitación biológica: se desarrolla con la informatización de todas las citaciones disponibles de las especies que se hallan en el territorio catalán.

Estructura: se compone de varios apartados:

📁 BDBC

📖 FloraCat – Banco de datos de Flora y Vegetación. La recopilación de citaciones florísticas y de inventarios de vegetación se inició a finales de 1993 y ha continuado ininterrumpidamente hasta hoy. Actualmente (datos de noviembre 2006) FloraCat contiene 1.611.502 citaciones florísticas de cormófitos (pteridófitos, gimnospermas y angiospermas) y más de 19.008 inventarios de vegetación.

📖 CromoCat - Recopila información sobre la diversidad genética de las plantas vasculares de origen silvestre presentes en los Países Catalanes.

📖 EtnobotCat – Recopila información sobre etnobotánica.

📖 Briocat - Banco de datos de los briófitos de Cataluña. Recoge la bibliografía especializada sobre Briófitos (musgos, hepáticas y antocerotas) y todas aquellas citas de Cataluña que aparecen en dicha bibliografía. También queda registrada información taxonómica, ecológica, corológica, fitosociológica, etc. del taxón si esta figura en la obra. Hasta el momento se han introducido en el banco de datos 20.883 citas de musgos, hepáticas y antocerotas a partir del vaciado de 48 obras bibliográficas. El número total de taxones registrados a partir de estas citas es de 732. Se ha empezado por los catálogos florísticos y algunas tesis publicadas con citas georreferenciadas y correspondientes a floras de áreas geográficas delimitadas.

📖 AlgaCat - Base de datos de algas marinas de Catalunya. Es un proyecto iniciado en el año 2006.

📖 LiquenCat - Banco de Datos de los líquenes de Catalunya. Recoge la información sobre la diversidad de líquenes y hongos liquenícolas en Catalunya. En noviembre de 2006, LiquenCat contiene un total de 32.233 registros de líquenes y hongos liquenícolas.

📖 FungaCat - Base de Datos de los Hongos de Cataluña. Contiene 60.605 citas florísticas de hongos (datos correspondientes a noviembre 2006), que hacen referencia a 3.323 taxones diferentes a nivel específico, distribuidos en 1.025 géneros de basidiomicetos, ascomicetos, zigomicetos, oomicetos y mixomicetos.

📖 ArthroCat - Banco de Datos de Artrópodos de Cataluña. En noviembre de 2006 ya disponían de más de 156783 citas.

📖 VertebraCat – Banco de datos de vertebrados de Cataluña.

📖 MolusCat – Banco de datos de moluscos de Cataluña.

⊕ Tratamiento de los datos:

Por lo que respecta al software, el gestor de bases de datos utilizado es el DB2. Para la consulta de la información se ha desarrollado en lenguaje Java un software específico de *applets* y *servlets*. Estas *applets* se basan en el API Swing de Java, de forma que es necesario tener actualizado el Java Runtime Environment (JRE) para poderlas visualizar. Como servidor web se utiliza TomCat y como sistema operativo Linux. Se puede acceder al El BDBC por Internet desde el mes de julio de 1999.

Información que facilita: se publicaron los datos de hongos (FungaCat) durante el mes de junio del 2000. Los datos de Artrópodos y de Vertebrados se pueden consultar vía web desde el 18 de diciembre del 2000. La informatización de citaciones se complementa con otro tipo de informaciones como: biología, distribución, ecología, etc.

Respecto a las EEI, en España, la información más detallada del grado de invasión de los hábitats corresponde a las plantas vasculares y uno de los análisis más detallados corresponde a Cataluña, gracias a la base de datos FloraCat, que contiene más de 17.000 inventarios fitosociológicos georreferenciados por UTM de 10 x 10 Km. En esta base de datos se puede buscar información sobre determinadas EEI presentes en Cataluña, y también dan información sobre su biología, genética, etnobotánica, sinónimos bibliografía y mapas de distribución (ver fig. 15). Contiene datos de 1064 especies (entre líquenes, hongos, algas, briófitos, flora, moluscos, artrópodos, vertebrados).

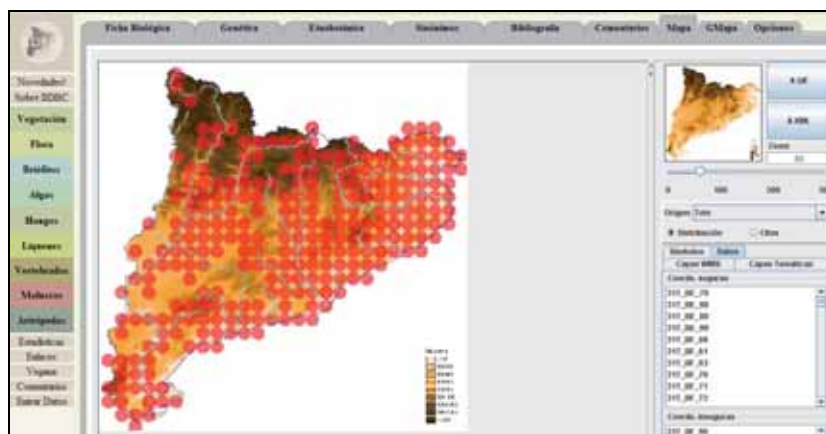


Figura 15: Mapa de distribución de *Robinia pseudoacacia* en Cataluña. (Fuente: Floracat).

La búsqueda puede ser realizada por taxón, por UTM o una búsqueda avanzada [por lista de localidades (citaciones) y UTM; lista de taxones (especies y subespecies); bibliografía; datos estadísticos del banco de datos; informaciones elaboradas a partir del análisis banco de datos].

Una de las aplicaciones interesantes de la BDBC es la opción de disponer de un mapa con la distribución potencial de las especies (ver fig. 16). En él se puede solapar el mapa con otras capas como son la precipitación, la amplitud térmica anual, el déficit hídrico, temperatura media anual, precipitación media en las diferentes estaciones, los territorios biogeográficos, la evapotranspiración temporal, irradiación anual o los usos del suelo.

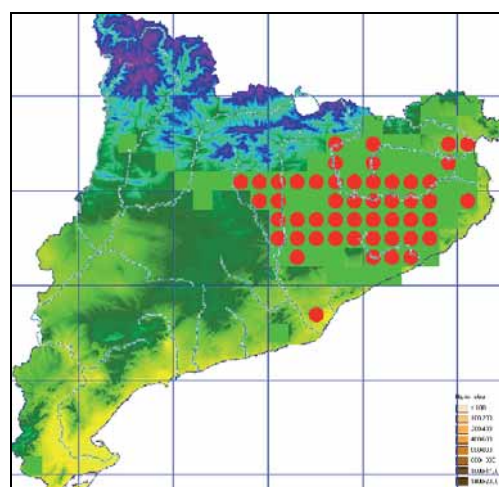


Fig. 16. Distribución potencial de *Mustela vison* en Cataluña. (Fuente: Floracat).

SIOC SERVIDOR D'INFORMACIÓ ORNITOLÓGICA DE CATALUNYA

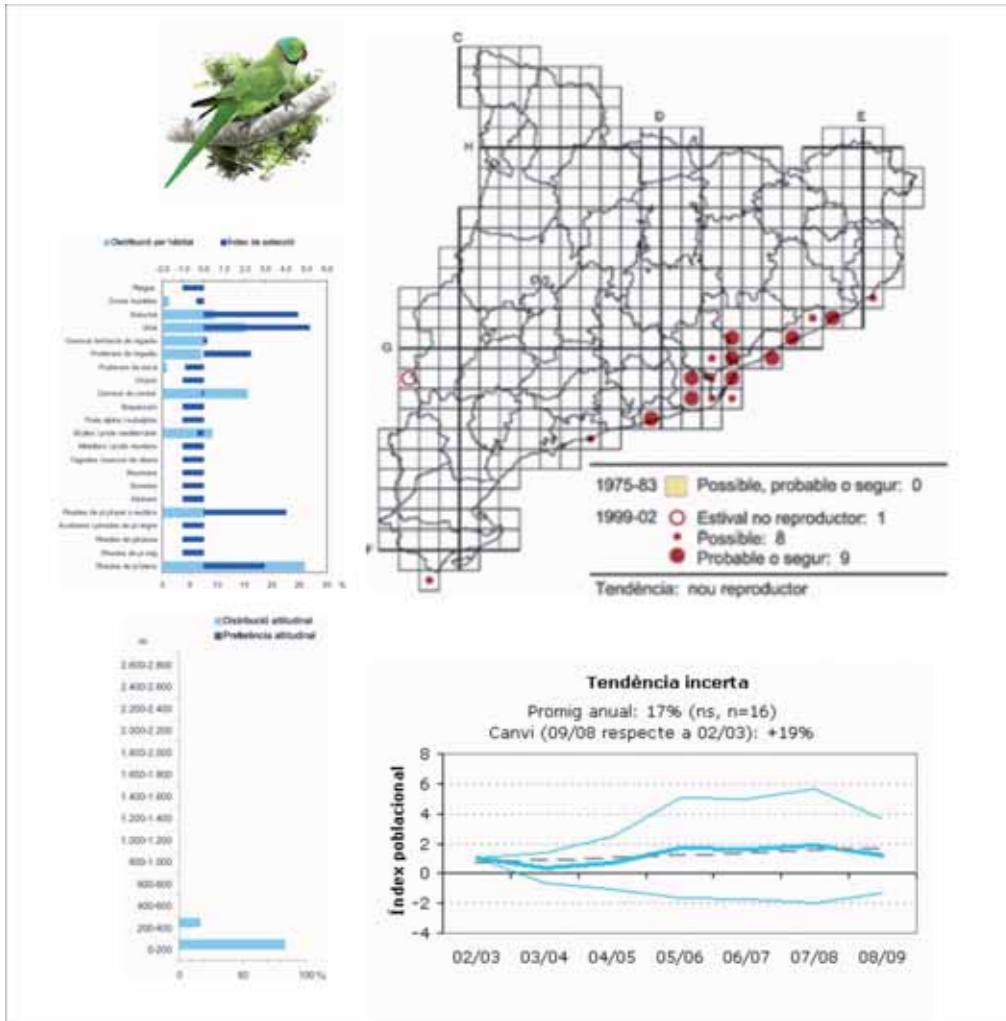
Puede consultarse en línea en la URL <http://www.sioc.cat/>

- ⊕ Delimitación geográfica: Cataluña.
- ⊕ Delimitación biológica: aves presentes en el territorio catalán.

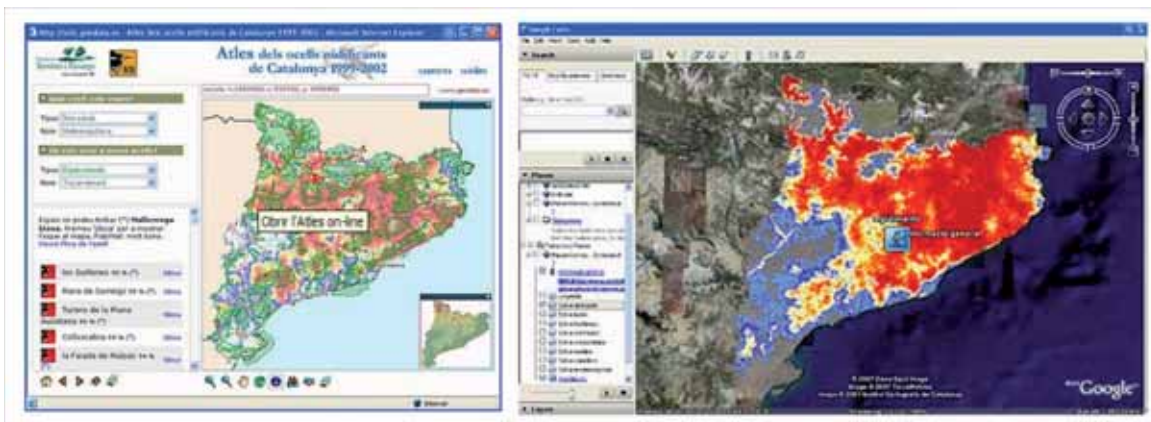
El servidor de Cartografía Ornitológica de Catalunya (SCOC) es una iniciativa del Instituto Catalán de Ornitología (ICO) que pretende poner a disposición de la sociedad información cartográfica en formato digital sobre diferentes aspectos del mundo ornitológico. Las capas disponibles son directamente consultables en sistemas de información geográfica (Miramon y Google Earth) y combinables con otras informaciones cartográficas de referencia.

Contiene información sobre unas 520 especies de aves entre las que se encuentran algunas EEI como la cotorra gris de argentina, la cotorra de kramer o el bengalí rojo, entre otros.

En algunos casos tiene un enlace directo con el BDBC mientras que en otros casos ofrecen ellos mismos un mapa de distribución de la especie en Cataluña, así como otros datos como son la distribución por hábitat y el índice de selección del mismo, la distribución altitudinal de la especie y la tendencia poblacional (ver fig.17).



Incluyen también en este portal el Atlas de las aves nidificantes de Cataluña 1999-2002 en línea <http://oslo.geodata.es/ftp/ocells/> que ofrece mapas descargables en formato pdf y, como novedad, también es posible descargar los mapas de abundancia de este atlas en formato Google Earth (ver Figura 18).



FLORA ALÓCTONA INVASORA DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

Campos J.A. & M. Herrera (2009). 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.

Han utilizado un total de 18.224 registros, procedentes de diversas fuentes, tanto inéditas (13.102) como publicadas (5.122): herbarios, informes inéditos, itinerarios de campo, inventarios fitosociológicos y publicaciones. Han catalogado 478 especies alóctonas, lo que supone más del 20% de la flora de la CAPV. El 18% de estas especies son consideradas como invasoras.

Para cada especie (ver fig. 19) se aporta información básica relativa a (1) sinónimos: nombres científicos sinónimos con los que es frecuente nombrar al taxón; (2) familia; (3) categoría y subcategoría en la que se incluye según la clasificación propuesta; (4) xenotipo: según la clasificación de Kornás (1990); (5) biotipo: según la clasificación de formas biológicas de Raunkiaer modificada por Rivas-Martínez (2007); (6) época de floración: expresada en números romanos; (7) año del primer registro: año del registro más antiguo que se conoce en la CAPV; (8) origen: área de origen o, en su defecto, distribución mundial actual; (9) modo de introducción: vía de introducción principal en el territorio; (10) hábitat donde están presentes: hábitats naturales y seminaturales [Ecosistemas seriales: forestal (FOR), pastos y matorrales (MAT), prados (PRA). Ecosistemas litorales: acantilados (ACA), dunas (DUN), marismas (MA). Humedales (HUM) y ecosistemas riparios (RIP) y hábitats artificiales (arvenses (ARV) y ruderales (RUD)]; (11) nº de cuadrículas UTM 1x1: número de cuadrículas UTM de 1 Km. de lado en las que la especie está presente por provincia (Bizkaia, Gipuzkoa, Álava); (12) observaciones.

Incluyen el nivel actual de impacto según el test de Hiebert (1997) modificado y la capacidad innata de ser una plaga, de cada especie. Indican también la Urgencia de Intervención (incremento del esfuerzo requerido para un control exitoso si se retrasa la acción de control; está relacionada directamente con la tasa de expansión que muestra la especie e inversamente con su área de ocupación actual o número de poblaciones).

Ejemplo:

☞ Categoría A: especies transformadoras: aquellas plantas invasoras capaces de producir

cambios en el carácter, condición, forma o naturaleza de los ecosistemas en un área significativa en relación con la extensión de ese ecosistema; se trata por tanto de plantas que tienen impactos significativos en los ecosistemas. Requieren por lo tanto mayor atención y acciones prioritarias a la hora de diseñar estrategias y planes de gestión de plantas invasoras. Éste es un término ecológico que sólo se aplica a ecosistemas naturales y seminaturales.

☞ *Baccharis halimifolia*, *Buddleja davidii*, *Carpobrotus edulis*, *Conyza canadensis*, *Conyza sumatrensis*, *Cortaderia seloana*, *Cyperus eragrostis*, *Fallopia japonica*, *Helianthus tuberosus*, *Ipomoea indica*, *Oenothera glazioviana*, *Oenothera x fallax*, *Paspalum dilatatum*, *Paspalum distichum*, *Paspalum vaginatum*, *Pterocarya x rehderiana*, *Robinia pseudoacacia*, *Spartina alterniflora*, *Spartina patens*, *Sporobolus indicus* y *Stenotaphrum secundatum*.

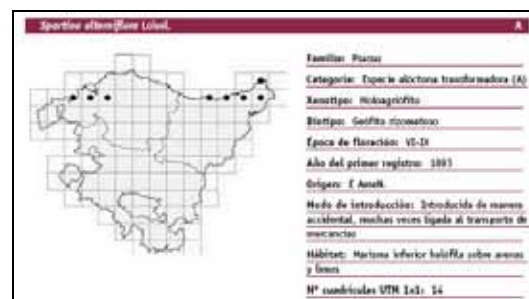


Figura 19: Ejemplo de ficha de *Spartina alterniflora*. (Fuente: Campos & Herrera 2009).

☞ Categoría B: especies alóctonas invasoras:

Plantas naturalizadas que producen nuevos individuos reproductores, a menudo en gran número, a cierta distancia de los parentales (> 100 metros en < 50 años para taxones que se dispersan por semillas y otros propágulos; > 6 metros cada tres años para especies que se reproducen por raíces, rizomas, estolones o tallos rastreros) y tienen el potencial para propagarse en área grande. Muchas plantas alóctonas que en la actualidad no son clasificadas como 'invasoras' porque no cumplen estos criterios, pueden serlo en el futuro.

☞ *Abutilon theophrasti*, *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon*, *Ailanthus altissima*, *Amaranthus albus*, *Amaranthus cruentus*, *Amaranthus deflexus*, *Amaranthus graecizans silvestres*, *Amaranthus hybridus*, *Amaranthus hypochondriacus*, *Amaranthus powellii*, *Amaranthus retroflexus*, *Arctotheca calendula*, *Artemisia verlotiorum*, *Arundo donax*, *Aster squamatus*, *Bidens aurea*, *Bidens frondosa*, *Bromus catharticus*, *Centranthus ruber ruber*, *Chenopodium ambrosioides*, *Coleostephus myconis*, *Conyza bonariensis*, *Coronopus didymus*, *Crocsmia x crocosmiiflora*, *Cymbalaria muralis muralis*, *Datura stramonium*, *Dichondra micrantha*, *Dittrichia viscosa viscosa*, *Duchesnea indica*, *Echinochloa crus-galli*, *Eragrostis virescens*, *Erigeron karvinskianus*, *Galinsoga*

quadriradiata, *Gamochaeta coarctata*, *Helianthus x laetiflorus*, *Impatiens balfourii*, *Juncus tenuis*, *Lepidium virginicum*, *Lonicera japonica*, *Matricaria discoidea*, *Matthiola incana incana*, *Medicago sativa sativa*, *Oenothera drummondii drummondii*, *Oenothera rosea*, *Oxalis latifolia*, *Phytolacca americana*, *Pinus pinaster*, *Platanus hispanica*, *Senecio cineraria*, *Senecio inaequidens*, *Senecio mikanioides*, *Setaria parviflora*, *Sisyrinchium angustifolium*, *Solanum chenopodioides*, *Soliva pterosperma*, *Sonchus tenerrimus*, *Sorghum halepense*, *Spartina x towsendii*, *Tradescantia fluminensis*, *Tropaeolum majus*, *Veronica persica*, *Vinca difformis difformis*, *Xanthium spinosum* y *Xanthium strumarium italicum*.

☐ Categoría C: especies alóctonas naturalizadas no invasoras: Plantas alóctonas que mantienen poblaciones durante varias generaciones (o por un mínimo de 10 años) sin la intervención directa del hombre, reproduciéndose por semillas o vegetativamente (rizomas, tubérculos, bulbos, etc.).

☐ Categoría D: especies alóctonas casuales, es decir, plantas exóticas que pueden florecer e incluso reproducirse ocasionalmente fuera de

cultivo en un área, pero que no forman poblaciones perdurables y necesitan de repetidas introducciones para su persistencia.

☐ Categoría E: especies de estatus autóctono dudoso: plantas de las que no se tienen datos ni criterios suficientes para asegurar su carácter autóctono o alóctono, pero que se encuentran en clara fase de expansión en el territorio, muchas veces como resultado directo de la intervención humana en el medio. Algunos autores consideran a este tipo de especies como 'especies criptogénicas', aludiendo al carácter 'oculto' de su origen.

☐ *Cardaria draba draba*, *Castanea sativa*, *Celtis australis*, *Chenopodium glaucum*, *Chenopodium rubrum*, *Cyperus longus*, *Digitaria sanguinalis*, *Diplotaxis tenuifolia*, *Dorycnium rectum*, *Hypericum hircinum majus*, *Leersia oryzoides*, *Lepidium graminifolium*, *Lepidium latifolium*, *Ludwigia palustris*, *Najas marina marina*, *Najas minor*, *Phalaris aquatica*, *Polygonum amphibium*, *Potamogeton lucens*, *Symphytum officinale*, *Trachelium caeruleum caeruleum*.

FAUNA EXÓTICA INVASORA DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

Desma Estudios Ambientales (2009). Diagnósis de la Fauna exótica invasora de la CAV. Ihobe, Sociedad Pública del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco. 165 pp. Bilbao

Incluyen las especies pertenecientes al reino *Animalia* que desarrollan su ciclo vital o parte de él en ecosistemas terrestres y dulceacuícolas de la CAPV.

En la selección de las especies que deberían tomarse en consideración para valorar su condición de EEI en el territorio de la CAPV se han tomado como referencia inicial tres bases de datos de EEI: DAISIE, GISD (The Global Invasive Species Database) y NOBANIS (the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species).

El trabajo de confección de la lista y de valoración del estatus de cada especie se ha realizado mediante revisión bibliográfica y consulta a los investigadores que trabajan en el seguimiento de distintos grupos.

Para cada especie aparece una ficha en la que se exponen los rasgos que permiten valorar su carácter invasor y el estado actual de su gestión.

Exponen de forma resumida y en forma de tabla la información recogida y permiten seguir el proceso de identificación de las EEI.

Concluyen con la selección de 20 especies, introducidas, establecidas y que causan un

impacto negativo sobre especies autóctonas o sobre hábitats naturales de la CAPV.



De estas especies, 7 son invertebrados y 13 vertebrados; 19 son especies propias de ecosistemas acuáticos y sólo una de terrestres.

A estas 20 hay que añadir 8 más de alto potencial invasor, comprobado en otras regiones, que en un breve período de tiempo pueden estar actuando como EEI en la CAPV.

Seis especies de insectos quedan fuera de la lista de EEI. Su impacto negativo reconocido es únicamente económico y habitan en ambientes sumamente transformados, pudiendo calificarse

como ‘especies plaga’, cuya gestión podría corresponder a las Administraciones con competencias en el ámbito de la agricultura.

También recogen información sobre:

- el mecanismo de introducción de la especie [INT: introducción intencionada; NINT: introducción no intencionada; AL: dentro de las aguas de lastre de los barcos; AC: adherido a los cascos de los barcos; TM: transporte de mercancías (la especie no es el objeto del comercio, acompaña a la mercancía); AH: introducido para la alimentación humana; CBP: utilizado en el control biológico de plagas; GP: introducido para el aprovechamiento de su piel; OM: uso ornamental o como animal de compañía; TV: introducido a través de vehículos no destinados al transporte de mercancías; PD: introducido para pesca deportiva o introducción accidental asociada a la pesca deportiva

- identifican las EEI refiriéndose a su situación actual en territorio de la CAPV [ES+: establecida (en expansión o ya ha cubierto todo su área de distribución potencial); ES: establecida (no se observa incremento de efectivos y de área ocupada o se carece de información al respecto); NES: no establecida; BIO: produce impacto negativo sobre la biodiversidad; SAL: produce impacto negativo sobre la salud humana; ECO: produce impacto negativo con consecuencias económicas; EEI: especie exótica invasora; EI?: especie plaga (su impacto principal es el económico y no se conoce su impacto sobre la biodiversidad); NEI: especies que no se comportan en la CAPV como invasoras; EIP: especies de alto potencial invasor, comprobado en otras regiones, que en un período breve de tiempo pueden estar actuando como EEI en la CAPV. Los casos en que existe duda acerca de la situación o del impacto de una especie se señalan con una interrogación (?). (*): Poblaciones centroeuropeas], y

- resumen la situación actual de las EEI en la CAPV [(a) GRADO DE AFECCIÓN: IM+: la especie ocasiona un grave impacto, próximo a su máximo posible; IM: su impacto es mucho menor que el conocido para esta especie en ambientes similares en otras regiones; IM-: sin impacto significativo (la especie puede estar en la fase inicial del proceso de colonización, o no se ha identificado su afección); (b) GESTIÓN ACTUAL: SUF: suficiente para lograr los objetivos de control y erradicación; PAR:

puntual, parcial (insuficiente para lograr el control o la erradicación); NIN: sin gestión específica; CON: gestión orientada al fomento y conservación de la EEI; (c) NIVEL DE CONOCIMIENTOS: SUF: el nivel de conocimientos es el adecuado para realizar una gestión eficaz orientada al control y erradicación; PAR: únicamente se cuenta con información parcial, fragmentada; MPOB: nivel de conocimientos muy pobre].

Especies que tratan:

Cordylophora caspia, *Bursaphelenchus xylophilus*, *Anguillicola crassus* (EEI), *Ficopomatus enigmaticus* (EEI), *Corbicula fluminea* (EIP), *Dreissena polymorpha* (EEI), *Potamopyrgus antipodarum* (EEI), *Pacifastacus leniusculus* (EEI, IM+), *Procambarus clarkii* (EEI, IM+), *Orconectes limosus*, *Astacus leptodactylus*, *Cherax destructor*, *Eriocheir sinensis* (EIP), *Lernaea cyprinacea* (EIP), *Frankliniella occidentalis*, *Aphis gossypii*, *Bemisia tabaci*, *Aedes albopictus* (EIP), *Cacyreus marshallii*, *Lasius neglectus* (EIP), *Linopithema humile* (EIP), *Vespa velutina* (EIP), *Harmonia axyridis* (EEI), *Leptinotarsa decemlineata*, *Trogoderma granarium*, *Oncorhynchus mykiss*, *Salmo trutta* (poblaciones centroeuropeas) (EEI, IM+), *Alburnus alburnus* (EEI), *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio* (EEI, IM+), *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Gambusia holbrooki* (EEI), *Lepomis gibbosus* (EEI, IM+), *Micropterus salmoides* (EEI, IM+), *Esox lucius* (EEI, IM+), *Ameiurus melas* (EEI), *Silurus glanis* (EEI), *Trachemys scripta*, *Cygnus atratus*, *Cygnus olor*, *Oxyura jamaicensis* (EEI, IM+), *Threskiornis aethiopicus* (EIP), *Myiopsitta monachus*, *Psittacula krameri*, *Estrilda astrild*, *Myocastor coypus* (EEI, IM+), *Ondatra zibethicus* (EEI), *Mustela vison* (Actualmente *Neovison vison*) (EEI, IM+).

En general, los mapas de distribución que utilizan son los ofrecidos por los proyectos DAISIE y NOBANIS, aunque destacan algunas especies en las que incluyen mapas más detallados con información de diversas fuentes (ver fig. 20):

distribución de *Dreissena polymorpha* en la cuenca del Ebro, distribución de *Potamopyrgus antipodarum* en la CAP, de *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, distribución de las áreas idóneas para el establecimiento de *Aedes albopictus* en la Península Ibérica, la distribución de *Linopithema humile* en el Mediterráneo Occidental, del *Alburnus alburnus* en España y en la CAPV, de *Cyprinus carpio* en España y en la CAPV, de *Gambusia holbrooki* en España y en la CAPV, *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, *Esox lucius*, *Ameiurus melas*, *Silurus glanis*, *Oncorhynchus mykiss*, *Carassius auratus*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Trachemys scripta*, *Psittacula krameri*, *Myiopsitta monachus* o la distribución de *Estrilda astrild* en España.

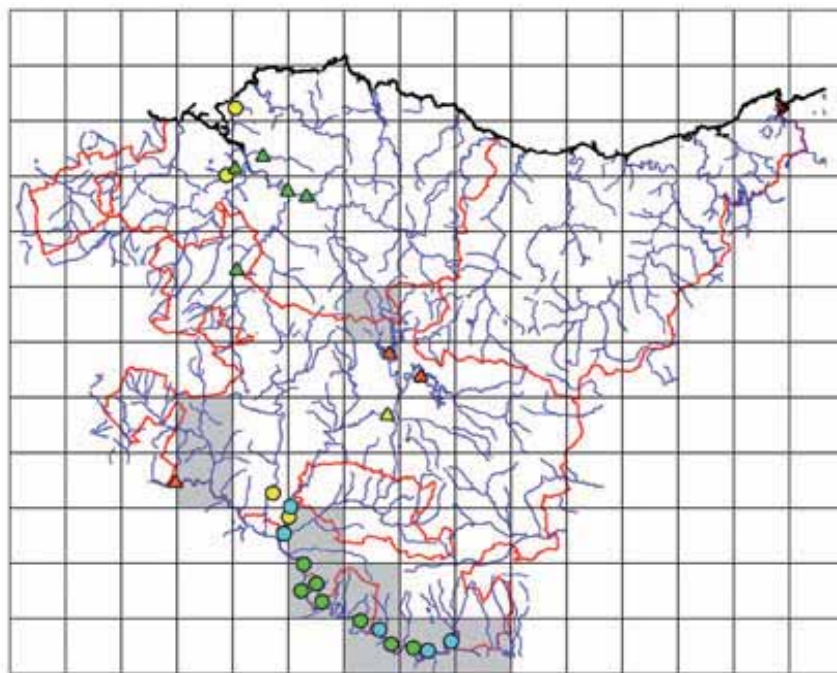


Figura 20: Distribución de *Cyprinus carpio* en la CAPV. Sombreado gris: Doadrio (2001); círculos amarillos: Álvarez *et al.* (1998); círculos verdes: Zaldivar (2006); círculos azules: Asensio (2007); triángulos verdes: Gartzia de Bikuña *et al.* (2005, 2006, 2007); triángulos amarillos: Gobierno Vasco (2006); triángulos rojos: comunicaciones personales de pescadores. (Fuente: Desma 2009).

ESPECIES VEGETALES INVASORAS EN ANDALUCÍA

E. Dana, M.Sanz, S. Vivas, E. Sobrino. (2005). Especies vegetales invasoras en Andalucía. Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla, 233 Pp.

El manual recoge información sobre unas 180 especies introducidas naturalizadas en Andalucía 66 de las cuales son tratadas mediante fichas individuales.

Cada ficha recoge información sobre: taxonomía, nombres vernáculos, morfología (biotipo, altura, datos anatómicos básicos), autoecología, origen geográfico, distribución en Andalucía, ruta de introducción, uso actual en España y Andalucía, impacto (interferencia y su magnitud en enclaves RENPA desde el punto de vista ecológico, económico, o social, detallando las áreas de mayor impacto actuales y potenciales o indicando las áreas con mayor presencia real y potencial cuando no existen datos suficientes sobre impactos), presencia en la RENPA o proximidades y directrices para la gestión (categorizando el grado de dificultad para su control).

Las fichas incluyen además información cartográfica digitalizada (malla UTM 10x10 Km.) recopilada a partir de fuentes bibliográficas y herbarios. La malla UTM está

superpuesta encima de la capa de los RENPA. Tras las fichas se incluye un listado completo de especies naturalizadas en Andalucía (diáfitos excluidos).

Especies que se tratan: *Abutilon theophrasti*, *Acacia dealbata*, *Acacia saligna*, *Acer negundo*, *Achyranthes simula*, *Agave americana*, *Ageratina adenophora*, *Ailanthus altissima*, *Amaranthus albus*, *Amaranthus blitoides*, *Amaranthus hybridus*, *Amaranthus muricatus*, *Amaranthus powelli*, *Amaranthus retroflexus*, *Amaranthus viridis*, *Araujia sericifera*, *Arctotheca calendula*, *Arundo donax*, *Asclepios curassavica*, *Aster squamatus*, *Atriplex semibaccata*, *Austrocylindropuntia subulata*, *Azolla filiculoides*, *Bidens aurea*, *Bidens frondosa*, *Bidens pilosa*, *Bromus willdenowii*, *Carpobrotus edulis*, *Clhoris gayana*, *Conyza bonariensis*, *Conyza canadensis*, *Conyza sumatrensis*, *Cotula coronopifolia*, *Datura innoxia*, *Datura stramonium*, *Echinochloa hispidula*, *Echinochloa oryzicola*, *Echinochloa oryzoides*, *Elaeagnus angustifolia*, *Eucaliptos camaldulensis*, *Eucaliptos globulus*, *Fallopia baldschuanica*, *Gleditisia triacanthos*, *Gomphocarpus fruticosus*, *Heliotropium curassavicum*, *Ipomea acuminata*, *Ipomea purpurea*, *Mirabilis jalapa*, *Nicotiana glauca*, *Opuntia dillenii*, *Opuntia Picus-indica*, *Oxalis pes-caprae*, *Parkinsonia aculeata*, *Paspalum dilatatum*, *Paspalum paspalodes*, *Paspalum vaginatum*, *Pennisetum setaceum*, *Ricinus communis*, *Robinia pseudoacacia*, *Solanum bonariense*, *Sorghum alepense*, *Stenotaphrum secundatum*, *Tropaeolum majus*, *Xanthium spinosum*, *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*, *Zygophyllum fabago*

3. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Análisis de la información

- » El número de estudios, publicaciones y bases de datos sobre EEI se ha multiplicado en los últimos años y especialmente en la última década.
- » En líneas generales, las plantas alóctonas han sido el grupo de organismos más tratado aunque la información presenta diferente nivel de detalle (en particular por cuanto concierne a la distribución).
- » La información sobre vertebrados, aunque abundante, es muy heterogénea y en algún caso incompleta variando su calidad en dependencia de las especies tratadas y de las diversas regiones.
- » Por el contrario, cabe señalar la falta de información sobre invertebrados exóticos e invasores que abarca esencialmente a las plagas de interés agrícola o forestales y aquellas especies cuyos impactos son particularmente tangibles (por ejemplo, *Dreissena polymorpha* o *Procambarus clarkii*).
- » Así mismo el medio marino sigue siendo una asignatura pendiente.

Valoración de la información disponible y su utilidad para el proyecto

- » Se debe puntualizar que, a día de hoy, la información disponible sobre el potencial invasor de las EEI y el grado de invasión de los hábitats es muy fragmentaria y heterogénea, tanto en la calidad de los datos como en la escala geográfica utilizada, haciendo muy laborioso obtener información completa sobre una especie o un hábitat concreto.
- » No obstante, aunque cuantitativa y cualitativamente sesgada por grupos taxonómicos, la información actualmente disponible permite seleccionar un número suficientemente representativo de EEI para llevar a cabo un proyecto piloto sobre los efectos potenciales de cambio climático y sobre su distribución e impactos futuros.
- » La información disponible en literatura tiene un gran valor documental para el presente proyecto ya no sólo con respecto a la distribución de una EEI sobre el territorio, sino también por la información

que aporta sobre su ecología y otros aspectos relacionados con aquellos factores que favorecen o inhiben su invasión, elementos esenciales para predicciones a microescala.

- » Las bases de datos tienen una enorme importancia sobre todo a la hora de recolectar rápidamente y usar la información disponible. No obstante, los diferentes criterios usados, el formato de datos, el acceso restringido y la falta de actualización (en muchos casos) requieren de cara al presente proyecto la estructuración *ex novo* de una base de datos que aúne y amplíe la información existente incluyendo no sólo datos relativos a la distribución de las EEI sino también de todos aquellos factores (bióticos, abióticos y antrópicos) que influyen sobre la dinámica de las invasiones (ver capítulo 2).

Recomendaciones para el presente proyecto

La complejidad del problema a tratar requiere la realización de un esfuerzo para recopilar, ampliar, estandarizar y manejar una enorme cantidad de datos procedentes de diferentes fuentes. El proyecto brinda una oportunidad única para construir un sistema de información cuya utilidad vaya más allá del mismo pudiendo tener una valencia para fundamentar la toma de decisiones en materia de gestión de EEI.

La urgencia de desarrollar un sistema nacional de información sobre EEI ya había sido enfatizada en el año 2006 por los participantes del 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras que '*reconocen, frente a la dispersión de la información existente sobre EEI en España y a la proliferación de bases de datos que duplican en muchos casos los esfuerzos, la necesidad de aunar las mismas en un portal de Internet accesible al público y de libre consulta*'.

La falta de esta herramienta imposibilitaría la realización de un diagnóstico preciso sobre la situación de las EEI en el país (distribución, abundancia relativa, superficie ocupada, etc.) y aún más la realización de proyecciones de su futura distribución bajo los efectos del cambio climático ya que la calidad de las predicciones es directamente proporcional a la calidad de los datos de los que se dispone.

La necesidad de estudios científicos a largo plazo así como la importancia de recopilar datos específicos para poder predecir las invasiones biológicas y adaptar las estrategias presentes y futuras frente a un mundo cambiante, justifican

la necesidad de crear para España una base de datos sobre EEI.

La base de datos debería incluir al menos la siguiente información:

- ▣ Taxonomía de la especie (incluyendo nombres comunes y sinónimos).
- ▣ Breve descripción de la especie.
- ▣ Biología y ecología [requerimientos ecológicos de la especie; forma de introducción (Intencional, Accidental, Negligente); análisis de las vías de entrada; mecanismos de dispersión de la especie (a corta y larga distancia); características reproductivas (sexual, mecanismos de reproducción asexual, tasa de germinación, número de propágulos, capacidad de autofecundación, viabilidad de las semillas, capacidad de rebrote tras corte o quema, etc.); datos sobre la tasa de crecimiento de la especie y eficacia fotosintética; amplitud de su rango ecológico; variabilidad genética; presencia de estados de resistencia (semillas, esporas, etc.), etc.].
- ▣ Atributos eco-fisiológicos (grado de tolerancia a factores ambientales como son los cambios en la Tª, eficiencia fotoquímica, fotosíntesis máxima, presencia de genes multipropósitos...), plasticidad fenotípica de la especie (tolerancia a los cambios ambientales) y adaptación local (formación de ecotipos).
- ▣ Presencia de predadores / herbívoros / patógenos / parásitos en su área nativa y en su área de introducción.
- ▣ Datos de distribución georreferenciados y mapa con la posibilidad de incluir diferentes capas.
- ▣ Hábitat que ocupa [características ecológicas del área de distribución nativa (incluyendo parámetros físico/químicos tales como Tª, humedad, etc.), características del

área de distribución de la zona invadida, tendencia expansiva de la especie].

- ▣ Abundancia de la especie [abundante (aparece abundantemente en diferentes zonas del territorio), ausente o erradicada, común (especie que, sin ser abundante, es frecuente encontrarla en diferentes zonas del territorio), local (distribución parcheada, aunque con abundancia en ciertas localidades), rara (especies observadas sólo en ciertos lugares en baja abundancia), puntual (evidencia de presencia de la especie tan sólo en una localidad concreta del territorio), esporádica (aunque en baja abundancia, especie que se distribuye de manera más o menos uniforme a lo largo de un área, relacionada con explosiones demográficas temporales o estacionarias), desconocida].
- ▣ Estatus de la población [establecida (invasora, introducida no invasora), no establecida (invasora, introducida no invasora), erradicada, desconocida].
- ▣ Impactos generados por la especie (ecológicos, económicos, sanitarios y sociales).
- ▣ Prácticas de manejo (prevención y control).
- ▣ Expertos.
- ▣ Referencias y enlaces.

La base de datos tendrá que estructurarse de forma compatible y enlazable a plataformas tecnológicas como los SIGs (Sistemas de Información Geográfica) para integrar aquellos factores de origen antrópico que influyen en los procesos de invasión. La combinación e integración espacial de todos estos elementos podría aportar información útil tanto para el presente proyecto como de cara a la gestión de EEI, permitiendo determinar las áreas con alto riesgo de invasión, y coadyuvar en la adopción de planes de gestión.

4. IMPACTO POTENCIAL DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS Y LA BIODIVERSIDAD EN ESPAÑA

Resumen

Las alteraciones bajo los efectos del cambio climático previstas en los diferentes modelos influirán en la biología y distribución de los seres vivos, provocando alteraciones en la interacción entre especies, favoreciendo la expansión de especies invasoras y plagas, aumentando el impacto de las perturbaciones, cambiando la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas y perturbando la habilidad competitiva de las diferentes especies. La elasticidad de los ecosistemas frente a estos cambios depende significativamente del potencial de migración y dispersión de las especies y poblaciones, de su diversidad y viabilidad genética, y de su tolerancia a los cambios en el clima. Todos estos son factores se ven afectados por las actividades antropogénicas, entre las que se incluye la introducción de especies.

A nivel europeo, los niveles de invasión difieren drásticamente dependiendo del tipo de hábitat considerado y de la región invadida. Para la flora es posible diferenciar algunos grupos entre los tipos de hábitats con mayor riesgo a ser invadidos: éstos son los hábitats antropogénicos, costeros, litorales y los ecosistemas de ribera. Frente a ellos, los hábitats con la menor proporción de neófitos parecen ser aquellos que presentan suelos bajos en nutrientes de forma constante (como son las ciénagas o las zonas pantanosas), así como los pastizales alpinos, los brezales o matorrales subalpinos y posiblemente la vegetación perenne mediterránea. España muestra un grado de invasión muy heterogéneo encontrándose valores más elevados en las zonas metropolitanas, en la costa mediterránea y en el sur peninsular. Estos valores se relacionan con unas temperaturas medias cálidas, el porcentaje de áreas urbanas y la proximidad de estas zonas a la costa. Acorde con el patrón Europeo, los hábitats más antropizados/perturbados, así como los hábitats fluviales y costeros, parecen ser los más invadidos por especies oportunistas de marcado carácter invasor. Las islas y los ecosistemas lacustres también aparecen con un elevado grado de invasión. Los hábitats marinos tampoco están exentos de la presencia de EEI.

No obstante, a la hora de considerar el impacto del cambio global, es necesario tener en cuenta la magnitud de la presión del propágulo, antes que los efectos de factores relacionados con los cambios en el clima, ya que la presencia de una especie podría no tener relación alguna con éstos. De hecho, es bastante probable que los factores relacionados con el cambio climático hayan jugado un papel de menor importancia a la hora de influenciar la introducción de especies, aunque sí podrían haber influido, o influir en un futuro, a la hora de favorecer el establecimiento y/o dispersión de alguna especie exótica. Es, de cualquier forma, muy complejo, discriminar su influencia de otros factores ecológicos (abióticos y bióticos) y antrópicos.

Predecir los efectos del cambio climático sobre las EEI es difícil, debido a la complejidad de los factores que intervienen e interactúan entre sí, y que afectan a todas las fases del proceso de invasión, a los patrones de comportamiento humano, a las especies y a los ecosistemas. Además, la escasez de estudios llevados a cabo en España que relacionen las EEI con el cambio climático no consiente ir más allá del campo especulativo, permitiendo únicamente avanzar hipótesis que deberían confirmarse mediante investigaciones *ad hoc*, llevadas cabo caso por caso.

El cambio climático predicho para España como resultado de un calentamiento global muestra una tendencia general a un aumento de las temperaturas (tanto en el medio terrestre como en el marino y dulceacuícola), una estación cálida más prolongada, unos inviernos más suaves y una disminución de la precipitación. Estos cambios pueden generar nuevas oportunidades para que especies exóticas expandan su rango actual de distribución. Es esperable que especies que actualmente ven limitada su distribución debido a un clima relativamente severo tengan más oportunidades para establecerse y llegar a ser invasoras bajo condiciones más favorables o debido a que especies nativas se vean perjudicadas por los cambios en el clima. Es posible que los impactos de las EEI no sean homogéneos en todos los ecosistemas. Los ecosistemas más vulnerables al cambio climático, que coinciden en el caso de las islas y de los ecosistemas aislados con los más indefensos a las invasiones biológicas, sufrirán posiblemente las consecuencias más negativas. Identificar estas áreas y emprender en ellas iniciativas de gestión para prevenir nuevas introducciones y mitigar el impacto de EEI ya establecidas es una prioridad ineludible.

Con independencia del número de EEI presentes, es preciso intervenir en aquellas áreas y/o hábitats y/o ecosistemas caracterizados por altos valores de biodiversidad (presencia de endemismos, especies amenazadas, etc.). La elaboración de un listado de áreas con altos valores de biodiversidad más vulnerables a las EEI podría ciertamente constituir una importante herramienta a la hora de priorizar actuaciones de gestión y optimizar los recursos disponibles. Para su realización es preciso poner en marcha un estudio cuya función principal sea cruzar datos relativos a la distribución geográfica e impactos de las EEI con aquellos referentes a especies autóctonas valiosas desde la perspectiva de la conservación. La integración de estos datos con las proyecciones climáticas podría abastecer una previsión sobre la vulnerabilidad de estas áreas a las invasiones biológicas bajo los efectos del cambio climático.

Igualmente debería evaluarse el potencial invasor de las especies naturalizadas que podría desencadenarse directa o indirectamente por los efectos del cambio climático.

Por otro lado, los ecosistemas que presentan un mayor número de especies exóticas e invasoras podrían tener mayor probabilidad de que alguna de ellas encontrara una situación más favorable para prosperar y expandirse. Intervenir en estos ámbitos que actúan como focos de dispersión de EEI es prioritario para limitar su expansión e impacto.

No obstante, el carácter temporal de cualquier diagnóstico en esta materia queda patente si se tiene en cuenta que el ritmo de las introducciones de especies exóticas tiende al alza. Se impone, por tanto, la necesidad de un estudio exhaustivo sobre vías de entrada y de cómo éstas puedan cambiar en función cambio climático. Las querencias de sectores concretos (introducciones intencionales) o el azar (introducciones accidentales) proporcionan la ocasión para introducir especies exóticas más adaptables al *neoclima* lo cual podría constituir un auténtico desastre para la biodiversidad autóctona.

Introducción

El cambio climático es una de las fuerzas que moldean los sistemas naturales a nivel global, y representa en la actualidad una severa amenaza para la diversidad biológica. Sus efectos ya han sido observados por el mundo científico. Al exacerbar los efectos negativos de la actividad humana (la deforestación, la sobreexplotación de los recursos naturales, la contaminación, etc.) puede tener repercusiones importantes en los patrones y procesos globales, así como en el funcionamiento y estabilidad de los ecosistemas (Parmesan & Yohe 2003).

Los cambios previstos en los diferentes modelos influirán en la fisiología, fenología, crecimiento, reproducción, establecimiento y distribución de los seres vivos, provocando alteraciones en la interacción entre especies, favoreciendo la expansión de especies invasoras y plagas, aumentando el impacto de las perturbaciones (tanto naturales como de origen humano), y cambiando, por tanto, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas y perturbando la habilidad competitiva de las diferentes especies (Peñuelas *et al.* 2004, Moreno 2006).

La elasticidad de los ecosistemas frente a estos cambios depende significativamente del potencial de migración y dispersión de las especies y poblaciones, de su diversidad y viabilidad genética, y de su tolerancia a los cambios en el clima. Todos estos factores son afectados por las actividades de origen humano

(Kappelle *et al.* 1999), entre las que se incluye la introducción de especies. Diversos estudios confirman que es esperable que los neófitos se expandan en el futuro por causas biogeográficas (globalización) y bioclimáticas (cambio climático) (ver capítulos 1 y 2).

A nivel europeo, los niveles de invasión difieren drásticamente dependiendo del tipo de hábitat considerado y de la región invadida. Sin embargo, sí es posible diferenciar algunos grupos entre los tipos de hábitats con mayor riesgo a ser invadidos: hábitats antropogénicos (ecosistemas urbanos, ecosistemas agrícolas, zonas ruderales), hábitats costeros, litorales y ecosistemas de ribera aparecen como hábitats con un riesgo elevado (Chytrý *et al.* 2008 y 2009).

Frente a ellos, los hábitats con la menor proporción de neófitos parecen ser aquellos que presentan suelos bajos en nutrientes de forma constante (como son las ciénagas o las zonas pantanosas), así como los pastizales alpinos, los brezales o matorrales subalpinos y posiblemente la vegetación perenne mediterránea (Chytrý *et al.* 2008).

Chytrý *et al.* (2009) han considerado de forma conjunta los actuales niveles de invasión frente a los diferentes escenarios para los hábitats terrestres de Europa y los usos del suelo, tornando posible hacer una predicción sobre la tendencia futura del nivel de invasión de EEI (ver fig. 21).

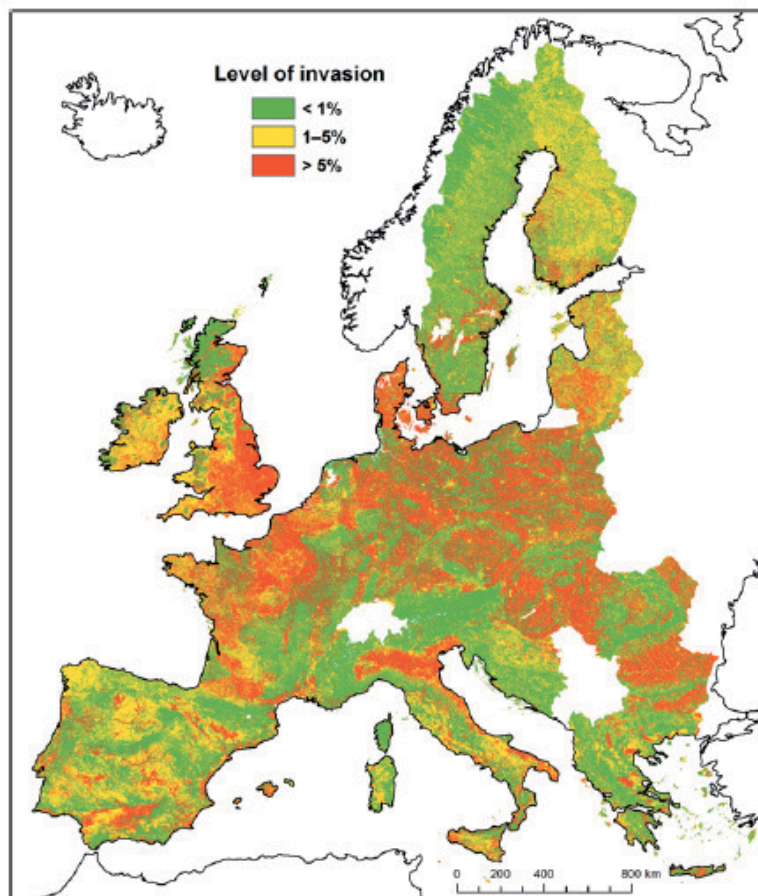
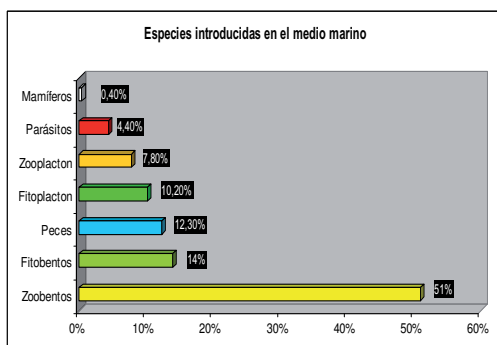


Figura 21: Mapa Europeo de estimación del nivel de invasión de plantas exóticas basado en el porcentaje de neófitos en la vegetación (Fuente: Chytrý *et al.* 2009).

En cuanto al medio marino, la tendencia europea muestra que el incremento en EEI es continuo, pudiendo hablar de una nueva introducción cada tres semanas. De estas, el 51% corresponden al zoobentos, 14% a fitobentos, 12,3% a peces, 10,2% a fitoplacton, 7,8% a zooplacton, 4,4% a parásitos y el 0,4% a mamíferos (ver Gráfica 1) (Zenetos 2008).



Gráfica 1: Porcentajes por grupos de las especies introducidas en el medio marino (Fuente: Zenetos 2008).

Los distintos hábitats difieren en cuanto a su susceptibilidad a ser invadidos por especies alóctonas.

Para poder determinar **qué ecosistemas son más vulnerables**, se deben identificar las **características de invasión de las especies** así como **la susceptibilidad de un hábitat determinado a ser invadido** (Kolar & Lodge 2001). Para ello se deben tener en cuenta dos elementos:

- (1) el grado de invasión del hábitat (correspondiente a la cantidad de especies exóticas expresada en número absoluto o en porcentaje sobre el total de especies que han invadido una determinada región o hábitat fuera de su área de distribución nativa), y
- (2) la invasión del hábitat (es decir, la probabilidad de supervivencia de las especies introducidas en el medio receptor) (Vilà *et al.* 2008).

Por tanto, la invasión de un hábitat será la susceptibilidad del mismo a ser invadido y dependerá de las interacciones que se instauran entre la especie introducida y las especies nativas, así como de las condiciones ambientales a las que se enfrenta (Vilà *et al.* 2008), las cuales van a variar en función de los

diversos modelos que ofrecen los estudios de cambio climático. España muestra un grado de invasión muy heterogéneo entre las diversas regiones. Vilà *et al.* (2008) abordan un estudio sobre la riqueza de plantas vasculares invasoras en España, encontrando que los valores más elevados se encuentran en las zonas metropolitanas, en la costa mediterránea y en el sur peninsular. Estos valores se relacionan con unas temperaturas medias cálidas, el porcentaje de áreas urbanas y la proximidad de estas zonas a la costa.

En el caso concreto de España, los ecosistemas terrestres se caracterizan por presentar una gran variabilidad climática, una significativa complejidad topográfica, unos marcados gradientes en los usos del suelo así como en la disponibilidad de agua, y una gran biodiversidad. El abanico de los efectos derivados del cambio climático se verá intensificado por su interacción con otros motores del llamado cambio global, como son

las alteraciones en el uso del suelo o el intercambio biótico (Moreno *et al.* 2005).

Si observamos como ejemplo la tabla 7, en la cual aparece el número de especies enfrentadas a las principales áreas de origen de la flora exótica ibérica (por provincias), vemos que algunas comunidades autónomas como Galicia presentan el mayor número de especies exóticas en su territorio, siendo el 14% de la flora gallega exótica. La explicación parece estar **relacionada con factores biogeográficos y bioclimáticos**, pues en esta comunidad autónoma confluyen el macroclima templado y el mediterráneo, lo cual permite un flujo de especies oportunistas mediterráneas (Romero Buján 2007). Igualmente, se debe puntualizar que las temperaturas suaves junto con la carencia general de heladas de la franja litoral del Sector Galaico-Portugués (Izco 1988), permiten explicar el elevado número de especies presentes en las provincias de A Coruña y Pontevedra (Romero Buján 2007).

Tabla 7. Número de especies y principales áreas de origen de la flora exótica ibérica. (Fuente: Romero Buján 2007).

Territorio	Nº taxones exóticos	Nº familias	Significado en la flora autóctona	Corología		
				Americano	Euroasiático	Capense
País Vasco	236	76	10%	40%	21%+16%	<7%
Asturias	196	-	7,8%	-	-	-
Galicia	328	78	14%	>34%	43%	5%
Almería	200	64	6-8%	-	-	-
P. Ibérica	801	98	12%	38%	19,5%	7,1%
Portugal	500	52	>15%	33,6%	37%	9,2%

Según recogen Vilá *et al.* (2008) (ver tabla 8), en el caso de los hábitats terrestres, al igual que en el resto de Europa, los más antropizados (como son las cunetas, baldíos, los cultivos, jardines y zonas urbanas e industriales, zonas removidas y/o con escombros...) así como los hábitats fluviales y costeros, parecen ser los más

invidados por especies oportunistas de marcado carácter invasor.

Las islas y los ecosistemas lacustres también aparecen con un elevado grado de invasión. Los hábitats marinos tampoco están libres de la presencia de EEI (Vilá *et al.* 2008).

Tabla 8. Número total de especies de plantas vasculares y de plantas exóticas (media \pm desviación estándar) en los principales hábitats de Cataluña agrupados en categorías EUNIS. (Fuente: Gassó 2006, N. En: Vilá *et al.* 2008).

Hábitat EUNIS	Nº total de especies	Nº de neófitos	Hábitat EUNIS	Nº total de especies	Nº de neófitos
B1-B2 Sedimentos costeros	10.7 \pm 5.8	3.3 \pm 6.4	A2.5-D6-E6 Hábitats salinos	8.0 \pm 4.1	2.2 \pm 5.6
C1 Aguas estancadas	11.8 \pm 12.0	0.9 \pm 4.3	B3 Rocas costeras	12.0 \pm 6.3	0.7 \pm 2.3
C3-D5 Formaciones helofóticas	9.8 \pm 5.7	7.1 \pm 12.5	C2 Aguas corrientes	8.6 \pm 3.9	0
D2 Turberas oligotróficas	17.0 \pm 5.9	0	D1 Turberas	16.1 \pm 6.6	0
E1 Prados secos	29.2 \pm 11.8	0.4 \pm 1.4	D4 Turberas ricas en bases	16.3 \pm 5.2	0
E3-E5.4 Prados húmedos	16.4 \pm 7.6	2.6 \pm 7.8	E2 Prados mésicos	27.2 \pm 12.1	0.4 \pm 1.3
E5.1 Vegetación ruderal	17.7 \pm 9.4	5.3 \pm 10.6	E4 Prados alpinos	21.5 \pm 10.3	0
E5.5 Herbazales altos subalpinos	23.0 \pm 9.8	0	E5.2 Bosquetes	24.8 \pm 8.7	0.0 \pm 0.3
F3 Matorrales eurosiberianos	19.2 \pm 10.1	0.5 \pm 2.6	F2 Matorrales subalpinos	20.6 \pm 8.4	0
F5 Maquias	21.8 \pm 8.6	0.2 \pm 1.3	F4 Tojales	23.3 \pm 11.7	0
F7 Matorrales mediterráneos	20.9 \pm 7.4	0	F6 Coscojales	26.3 \pm 9.6	0.0 \pm 0.7
G1&4 Bosques caducifolios	27.7 \pm 11.3	0.2 \pm 1.7	F9 Matorrales de zonas húmedas	18.9 \pm 10.9	3.1 \pm 6.5
G3 Bosques de coníferas	24.8 \pm 8.5	0	G2 Bosques perennifolios	22.8 \pm 10.3	0.1 \pm 0.6
H2 Canchales	13.0 \pm 5.9	0.7 \pm 3.2	G5 Bosques alterados	21.1 \pm 8.4	0.2 \pm 1.1
H5.6 Áreas muy alteradas	15.7 \pm 8.6	6.2 \pm 11.2	H3 Cortados de roca	10.2 \pm 5.3	0.3 \pm 2.4
			II Cultivos	21.6 \pm 9.0	7.3 \pm 9.8

Por otra parte, el éxito de una invasión depende en gran medida de la presión del propágulo (número de individuos introducidos y número de introducciones) (Kolar & Lodge 2001). Su rol afecta directamente al grado de invasión que parece depender más de este factor que de la invasibilidad de un área o un ecosistema (Vilà *et al.* 2008). También, a la hora de considerar el impacto del cambio global, es necesario tener en cuenta en primer lugar la magnitud de la presión del propágulo, y en segundo lugar los efectos de factores relacionados con los cambios en el clima, pues la presencia de una especie podría no tener relación alguna con éstos. Este es, por ejemplo, el caso de más de 100 algas introducidas en el Mar Mediterráneo cuya aparición no tendría ninguna relación con el calentamiento del agua, siendo debida en la mayoría de los casos a la presencia de plantas de acuicultura intensiva coincidentes con los puntos calientes de presencia de las especies exóticas (Verlaque & Boudouresque 2004).

Medir directamente la presión del propágulo no es tarea fácil ya que, con la excepción de alguna introducción intencionada de la cual se dispone de registros sobre el volumen de individuos introducidos o el número de eventos de introducción, es generalmente desconocida. No obstante, es posible realizar medidas indirectas teniendo en cuenta los mecanismos asociados a las vías de entrada y a los vectores así como el

tiempo de residencia de una especie. Desde un punto de vista operativo, obviar la presión del propágulo a la hora de seleccionar áreas sensibles a las invasiones puede conllevar graves errores de interpretación y de categorización, afectando a la eficacia de las estrategias de gestión de EEI (Occhipinti-Ambrogi 2007). Por otro lado, es bastante probable que, hasta la actualidad, los factores relacionados con el cambio climático hayan jugado un papel de menor importancia a la hora de influir en la introducción de especies (tanto intencionadas como accidentales) siendo quizás la presión del propágulo el factor que más ha determinado su éxito.

No obstante, las condiciones climáticas cambiantes podrían haber influido, o influir en un futuro, a la hora de favorecer el establecimiento y/o dispersión de alguna especie exótica, siendo de cualquier forma muy complejo discriminar su influencia de otros factores ecológicos (abióticos y bióticos) y antrópicos.

Predecir los efectos del cambio climático sobre las EEI es difícil, debido a la complejidad de los factores que intervienen e interactúan y que afectan a todas las fases del proceso de invasión, a los patrones de comportamiento humano, a las especies y a los ecosistemas (ver fig. 22).

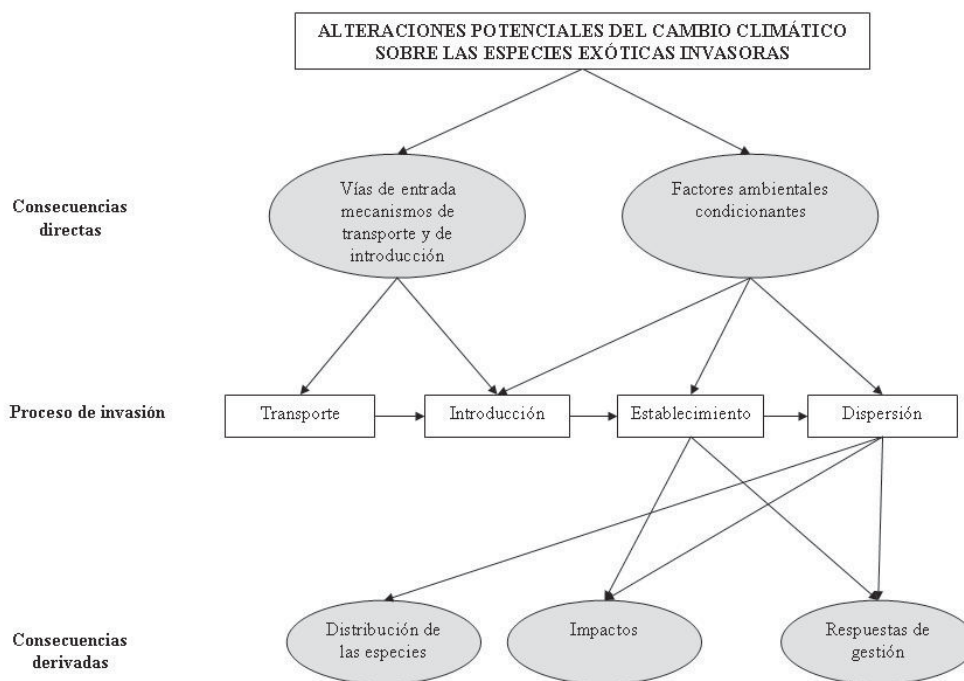


Figura 22. Alteraciones del cambio climático sobre los procesos de invasión. Modificado de Hellmann *et al.* 2008

La precisión de dichas predicciones dependerá de una mayor inversión de recursos en el campo de la investigación, para colmar las lagunas de conocimiento existentes y realizar un diagnóstico aplicado abordando el problema desde una perspectiva especie-específica y lugar-específico debido a la variabilidad espacio-temporal de los factores climáticos y no-climáticos que actúan sobre las invasiones biológicas.

En el presente apartado, sobre la base de literatura disponible, se aúna información sobre aquellos ecosistemas, hábitat y especies más susceptibles de sufrir las consecuencias de las EEI en relación con el cambio climático. Se trata en muchos casos de ecosistemas, hábitats y

especies ya perjudicados por las EEI así como por otros factores (contaminación, cambios de uso del suelo, erosión, etc.) que, junto con el cambio climático, podrían favorecer las invasiones.

Las EEI mencionadas en cada tipo de hábitat constituyen los ejemplos más significativos, siendo algunas de ellas potenciales candidatas a aumentar su impacto como resultado directo o indirecto del cambio climático. No obstante, la escasez de estudios llevados a cabo en España que relacionen las EEI con el cambio climático no consiente ir más allá del campo especulativo permitiendo únicamente avanzar hipótesis que deberían confirmarse mediante investigaciones *ad hoc*, llevadas cabo caso por caso.

❶ Hábitats marinos.

Los efectos del cambio climático y las especies invasoras han sido implicados en el declive y en ocasiones el colapso de muchos ecosistemas marinos (Harris & Tyrrell 2001; Stachowicz et al. 2002a). Es esperable un cambio en la distribución de muchas especies, tanto pelágicas como bentónicas, con un incremento de especies de aguas templadas y subtropicales y una disminución de especies boreales (Moreno et al. 2005).

Determinadas especies invasoras pueden verse favorecidas por los cambios previstos en los modelos climáticos para las aguas del Mediterráneo occidental. En efecto, una de las consecuencias del cambio climático será el calentamiento del agua del mar no solamente en superficie, sino también en profundidad. Algunos investigadores (por ejemplo, Zenetos 2008) señalan a la tropicalización de las aguas del Mediterráneo como un fenómeno especialmente relevante del que se deberá realizar un seguimiento específico en el contexto del fenómeno de la invasión de especies. Asimismo, existen pocas dudas acerca del papel catalizador del cambio climático sobre la distribución de las especies invasoras marinas en el presente y en el futuro (Tejedor 2008).

El rango de expansión de poblaciones de EEI junto con el cambio climático ha sido propuesto como una explicación del aumento del número de éxitos de las EEI. Con respecto al mar Mediterráneo, el cambio climático parece tener una particular importancia en el establecimiento de plantas invasoras (Gritti *et al.* 2006) y en el desarrollo de microalgas como el género *Asterodinium* (Gómez & Claustre 2003). En el verano de 2005 y 2006 otra dinofíceo introducida, *Ostreopsis armata*, tuvo repetidos *blooms* en el mar de Liguria causando

enfermedades respiratorias a turistas en varias ocasiones (Occhipinti-Ambrogi 2007). El cambio climático también ha sido puesto en relación con la expansión del rango biogeográfico de especies marinas bentónicas y del necton marino, como ha sido registrado en el Mediterráneo occidental así como en otras áreas (Occhipinti-Ambrogi 2007).

Las especies lessepsianas de aguas cálidas, establecidas en diferentes fases tras la apertura del canal de Suez, han causado cambios en la zona del Levante. En la década de los 50, el repentino incremento en las poblaciones de *Saurida undosquamis* y *Upeneus moluccensis* se atribuyó a un aumento de 1.0–1.5 °C en la temperatura del mar durante los meses de invierno de 1955 (Galil 2007). El proceso se aceleró en los últimos años, con el incremento en el número de registros de nuevas especies lessepsianas y la expansión de éstas hacia otras zonas del este y oeste del Mediterráneo (Occhipinti-Ambrogi 2007).

Se preve un mayor número de apariciones de especies de fitoplancton tóxico o de parásitos de especies cultivadas, favorecidas por el incremento térmico de las aguas costeras (Moreno *et al.* 2005).

Las zonas y sistemas más vulnerables al cambio climático son las comunidades bénticas y, entre ellos, los ecosistemas que están conformados por los organismos más longevos y de crecimiento más lento, como son: los corales rojos del Mediterráneo, los corales negros de Canarias, los campos de algas de cierta profundidad, marismas y praderas de *Posidonia oceánica* del Mediterráneo, las praderas de *Cymodocea nodosa* y poblaciones de *Zostera noltii* de Canarias, y las praderas de *Z. noltii* y *Z. marina* de la costa atlántica Ibérica, así como las

praderas de algas pardas del conjunto de las costas españolas (Moreno *et al.* 2005).

El incremento de temperatura derivado del cambio climático es un factor que podría favorecer el crecimiento de determinadas EEI, como es el caso de la *Caulerpa racemosa*, alga de origen australiano que crece muy rápidamente con temperaturas altas, *Womersleyella setacea* de origen subtropical o *Lophocladia lallemandii* procedente del Indopacífico. Este tipo de especies invasoras de amplia valencia ecológica pueden verse favorecidas por los cambios previstos en los modelos climáticos para las aguas del Mediterráneo occidental.

Las praderas de *Posidonia oceanica*, los céspedes de *Cymodocea nodosa*, comunidades de coralígeno y algas esciáfilas son ejemplos de hábitats que podría encontrarse más afectados por la invasión de estas algas exóticas invasoras (Strefitaris & Zenetos 2006; Terrados 2010).

① Praderas de fanerógamas marinas.

Los bancos de arena sumergidos temporal o permanente por agua marina, poco profundos, se localizan en las aguas territoriales de la península y de las islas. Pueden presentarse como fondos desnudos, carentes de vegetación, o como praderas de fanerógamas y algas marinas (poblaciones de *Zostera noltii* y *Zostera marina*, de distribución peninsular y balear, praderas de *Cymodocea nodosa* típica del Mediterráneo y presente en Canarias, y praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo). La fauna de estas zonas es muy diversa y rica en especies de invertebrados y peces (Bartolomé *et al.* 2005).

Los sebadales son céspedes de *Cymodocea nodosa*, una especie propia de la franja infralitoral que suele colonizar los fondos arenosos o algo fangosos de calas y bahías someras, generalmente de aguas tranquilas y protegidas, formando praderas más o menos densas y dando estabilidad a estos sustratos gracias al efecto fijador de su sistema radicular (Pons Fàbregas 2007). Estos hábitats se consideran importantes ya que son áreas de reclutamiento para numerosas especies, además del hábitat de otras más raras o consideradas en peligro crítico como la agujilla o aguja de mar (*Syngnathus spp.*) (Mayol *et al.* 2000). Esta fanerógama sirve como soporte para una gran cantidad de algas filamentosas e invertebrados, y como lugar de desarrollo de multitud de alevines y juveniles de peces propios de fondos rocosos. Suele formar una banda continua previa a la comunidad de *Posidonia oceanica* (Calvín 2009). Uno de los peligros que sufren

estas praderas es la expansión de especies de amplia valencia ecológica, como la *Caulerpa racemosa*, con la que puede entrar en competición (Terrados 2010).

Las praderas submarinas dominadas por la fanerógama mediterránea *Posidonia oceanica* (especie endémica del Mar Mediterráneo) constituyen la etapa clímax de sucesión del fondo marino arenoso del Mediterráneo, representando el máximo nivel de desarrollo y complejidad del ecosistema. Se trata de uno de los ecosistemas más ricos e importantes del mar Mediterráneo (De Ambrosio & Segovia 2000), habiendo sido clasificado como 'hábitat prioritario' en el anexo I de la *Directiva Hábitat* (Dir. n.º 92/43/CEE). Proporcionan hábitat a más de 400 especies de flora y más de 1000 de fauna, siendo muchas de ellas exclusivas de estas praderas (De Ambrosio & Segovia 2000). Es el sistema de mayor productividad ecológica del Mediterráneo (Ruiz Fernández *et al.* 2006) y tienen una elevada importancia para la biodiversidad, pues desempeñan un papel esencial como zona de refugio y reproducción de numerosas especies de peces, cefalópodos, bivalvos, gasterópodos, equinodermos y tunicados. Además, consolida los fondos de las costas ayudando a contrarrestar el transporte excesivo de sedimentos ocasionado por las corrientes costeras; son "fabricantes de oxígeno marino" liberando al ambiente entre 4 y 20 litros de oxígeno por día y m² de pradera (López & Rodríguez 1998; De Ambrosio & Segovia 2000).

Lamentablemente, en el Mediterráneo las praderas de *Posidonia* están en regresión (Peres 1984; De Ambrosio & Segovia 2000) lo cual tiene efectos negativos no sólo en el ecosistema de la *Posidonia*, comportando una pérdida de biodiversidad y un deterioro de la calidad del agua, sino también en otros ecosistemas; basta pensar que la pérdida de un sólo metro lineal de pradera puede conducir a la desaparición de varios metros de playa, debido a los fenómenos erosivos (Mazzella *et al.* 1987). Una de las amenazas a estas praderas es la competencia con algas invasoras, principalmente *Lophocladia lallemandii* y *Caulerpa racemosa* que afectan negativamente su desarrollo vegetativo y su supervivencia (Terrados 2010).

② Fondos de maërl, comunidades de coralígeno y algas esciáfilas.

Este tipo de hábitat está conformado por la acumulación de algas calcáreas rojas libres (*Phymatolithon calcareum*, *Lithothamnion corallioides*, *Peyssonnelia rosa-marina*) es decir, no fijadas al sustrato, que dan lugar a los rodolitos. Estas algas presentan un crecimiento

muy lento, estimado entre 0,10-0,96 mm/año, por lo que algunas de estas concreciones pueden llegar a tener una edad cercana a los 8000 años (Oceana/J. Cueto, en línea).

El maërl puede encontrarse a menos de 20 metros de profundidad en algunas zonas del Mediterráneo como el mar de Alborán, siendo 90 metros su límite de profundidad (Oceana/J. Cueto, en línea). Su muy alta diversidad, junto con su elevada complejidad estructural, que permite coexistir en muy poco espacio especies de requerimientos ecológicos muy diferentes, hace que sea una de las comunidades de valor ecológico más alto (Calvín 2009). Se trata de un recurso de gran fragilidad, vulnerabilidad y singularidad, por lo que su correcta gestión y conservación es imprescindible (Aguilar *et al.* 2006).

Estas comunidades están siendo afectadas por el alga invasora *Caulerpa racemosa* (que presenta una mayor biomasa y recubrimiento entre los 20 y 40 metros de profundidad afectando negativamente a estos fondos (Terrados 2010); por ejemplo, en Murcia, a profundidades superiores a -24 m, y fuera de la pradera de *Posidonia oceanica*, *Caulerpa racemosa* forma un tapiz continuo y muy denso bajo el cual se observan los sedimentos anóxicos y acumulaciones de algas rojas calcáreas muertas (Ruiz Fernández *et al.* 2009) y el alga roja de origen subtropical *Womersleyella setacea* (típica de la zona oceánica indo-pacífico-caribeña) que invade los fondos rocosos existentes a partir de los 25 m de profundidad siendo su abundancia mayor entre 35 y 45 m y creciendo sobre rizomas de *Posidonia oceanica*, comunidades de algas, maërl y coralígeno. Esta especie parece inducir un elevado empobrecimiento específico de las comunidades que invade (Streftaris & Zenetos 2006; Terrados 2010). Hay que añadir que esta alga, al igual que *Acrothamnion preissii*, forma céspedes que facilitan la invasión por parte de especies del género *Caulerpa* (UIB, en línea)

② Ambientes litorales (acantilados, dunas y arenales costeros, marismas y estuarios)

① Ecosistemas dunares

Son ecosistemas son muy dinámicos, y en ellos abundan los espacios abiertos que favorecen el rápido establecimiento de algunos xenófitos con un elevado potencial colonizador. Factores como el viento, la erosión, la disponibilidad de nutrientes o la presión humana facilitan la aparición de zonas de suelo desnudas

colonizables rápidamente por EEI de ciclo corto y crecimiento rápido (Campos & Beraza 2001).



Figura 23: Complejo dunar de Rodas (Islas Cíes, P.N. Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia). (Foto GEIB).

El continuo aporte de propágulos vegetales de diversos orígenes está asegurado gracias al continuo flujo humano estival (turismo) al que suelen estar sometidas estas zonas, en general intensamente explotadas como áreas recreativas (Campos & Herrera 2009).

Las comunidades vegetales de estos ecosistemas suelen ser frágiles, y su composición florística y fisonomía cambian notablemente con la invasión de ciertos taxones como *Carpobrotus edulis*, *Oenothera sp.*, *Conyza sp.*, *Stenotaphrum secundatum*, *Spartina patens*, *Paspalum vaginatum* y *Lobularia maritima*, *Sporobolus indicus*, *Arundo donax*, *Arctotheca calendula*, *Ipomoea sagittata*, la mayoría especies transformadoras (Campos & Beraza 2001; Campos & Herrera 2009). Este cambio se ve favorecido por el fuerte impacto de la actividad humana, cada vez más intensa, que se traduce en un aumento de la nitrificación y el pisoteo, lo que favorece la proliferación, en el seno de los sistemas dunares y los accesos a las playas, de diferentes especies invasoras. (Campos & Herrera 2009).

Especies tan singulares y sensibles como la *Linaria arenaria* (especie protegida), la *Armeria pungens* o *Chamaerops humilis* (de elevado interés económico) pueden verse desplazadas debido a la presencia de EEI y a los cambios derivados del cambio climático (otras especies típicas de los complejos dunares son *Corema album*, *Pancratium maritimum*, *Ammophila arenaria*, *Eryngium maritimum* y *Phillyrea angustifolia* entre otras).

② Marismas y estuarios.

Las marismas son humedales formados en las desembocaduras de los ríos y son considerados como un auténtico ecosistema debido al gran número de organismos que habitan en él, desde

algas planctónicas hasta una abundante cantidad fanerógamas y fauna diversa. Son zonas donde las corrientes de las mareas provocan que se depositen lodos (limo, arcilla y arena) próximos a la costa que, junto con otros componentes, forman la turba.

En general, no presentan una elevada diversidad vegetal, pero se caracterizan por ser zonas de elevada producción primaria siendo uno de los hábitats más fértiles del mundo, fuente de numerosos recursos económicos.

Debido tanto a las características taxonómicas, genéticas, ecológicas y fisiológicas de las especies que habitan en las marismas como a los complicados procesos ecológicos que tienen lugar en ellas, estos ecosistemas deben ser calificados como de gran valor para la biodiversidad.

Las marismas son muy susceptibles a las invasiones biológicas, ya que suelen encontrarse cerca de puertos comerciales y debido también a que son ecosistemas de transición entre los medios continental y marino (Mateos *et al.* 2006). La combinación de aguas salobres con nichos ecológicos caracterizados por albergar un número relativamente bajo de especies autóctonas y el tráfico intensivo de embarcaciones que presentan algunas marismas o estuarios les confiere un elevado potencial para ser invadidos (son dos formas de presión de invasión: a través de los océanos y a través de las aguas continentales) con especies invasoras de macroinvertebrados (Nehring 2006).

Las marismas muestran elevados índices de invasión, probablemente debido también a ser ambientes sometidos a condiciones ambientales extremas y posiblemente a que la baja riqueza de especies en las comunidades de estos ecosistemas facilita la invasión por especies alóctonas, como son *Baccharis halimifolia*, *Paspalum vaginatum*, *Stenotaphrum secundatum*, *Spartina patens*, *S. alterniflora* y *S. versicolor*, que proceden de hábitats similares y que en ocasiones alcanzan densidades muy elevadas, volviéndose dominantes y componiendo manchas monoespecíficas (Campos & Beraza 2001; Campos & Herrera 2009).

Las comunidades intermareales dominadas por el heliófito *Spartina maritima*, son sustituidas en algunas localidades por *Spartina alterniflora*, especie exótica invasora de origen norteamericano, que desplaza exitosamente a su congénere (Campos & Herrera 2009).

Una amenaza más a tener en cuenta es la posibilidad de que la especie exótica *Spartina*

densiflora hibride con *Spartina maritima* (Mateos *et al.* 2006); *Spartina maritima* es una gramínea que se encuentra en regresión en toda Europa y que cumple importantes funciones ecológicas; en este contexto, la subida generalizada del nivel del mar que se está produciendo actualmente, asociada al calentamiento global de la atmósfera y la presencia de EEI, podría afectar negativamente a la *S. maritima* que aparece en las marismas (Figuroa Clemente & Castellanos Verdugo 2002).



Figura 24: Marismas del P.N. de Doñana. (Foto GEIB).

Los juncales halófilos costeros dominados por *Juncus maritimus* se desarrollan sobre suelos salobres permanentemente húmedos y son una de las comunidades que más están sufriendo la invasión por especies exóticas, donde aparecen con altas coberturas especies de gramíneas de rápido crecimiento (metabolismo C4) como son *Stenotaphrum secundatum* y *Spartina patens* y, en claros y situaciones alteradas, el neófito *Paspalum vaginatum* (Campos & Herrera 2009).

Una grave complicación para la conservación de estas zonas lo constituye *Baccharis halimifolia*, una especie procedente de Norteamérica que ocupa grandes extensiones en hábitats húmedos sometidos a la influencia salina, de estuarios y depresiones dunares con alto nivel freático. Esta especie contribuye al proceso de colmatación de las marismas además de desplazar a las especies nativas (Campos & Herrera 2009).

③ Islas y ecosistemas aislados

Pese a constituir sólo el 5% de la biota del planeta, las islas contribuyen significativamente a la biodiversidad global (Carnevali & Genovesi 2009). Alrededor de un 20% de la diversidad mundial de plantas vasculares y de un 15% de mamíferos, aves y anfibios se hallan únicamente en islas (Orueta 2009). La explicación de la gran variabilidad de estos ecosistemas puede hallarse en el propio aislamiento geográfico y genético que, creando condiciones evolutivas únicas, ha

permitido el desarrollo de muchos endemismos (por ejemplo, el 12% de la flora de Córcega, el 10% en Creta y el 7% en Chipre o el 70% de algunos taxones como los coleópteros en Canarias) (Orueta 2009).

No obstante, por la misma razón, las islas constituyen ecosistemas frágiles y altamente susceptibles a las perturbaciones habiéndose documentado un mayor número de extinciones aquí que en los ecosistemas continentales. Esta misma tendencia se confirma también si sólo se tiene en cuenta el impacto de las EEI (Sax & Gaines 2008; Carnevali & Genovesi 2009). A este respecto hay un consenso general en apuntar a las EEI como el factor más significativo responsable del declive de poblaciones y de la extinción de especies en estos ecosistemas (Reaser *et al.* 2007). Esta pérdida de biodiversidad resulta especialmente grave ya que supone a menudo extinciones globales al afectar endemismos isleños.

Las islas suelen presentar un grado de invasión de más del doble que los continentes. Pino *et al.* (2008) apuntan que casi el 50% de la flora de Nueva Zelanda y de las islas Hawai es exótica, el porcentaje en las islas británicas llega al 40%; por su parte, las islas del Mediterráneo tienen un promedio de un 10% más de especies exóticas que las áreas continentales adyacentes.

Varias hipótesis explicarían porqué las islas son más invadidas que las zonas homólogas en tierra firme (Pino *et al.* 2008):

- a) El reducido número de especies que albergan las islas, hace posible que existan nichos ecológicos vacíos y un número inferior de enemigos naturales, ambos factores propicios para el establecimiento de EEI.
- b) Su relación perímetro/área es mayor. Ésto puede dar lugar a condiciones climáticas más benévolas y estables, suavizadas por la cercanía del mar, que faciliten el establecimiento de nuevas especies.
- c) En general, las islas están más perturbadas que áreas homólogas continentales lo que conlleva una disminución de la competencia con las especies nativas.

La desaparición de endemismos en las islas Europeas es más antigua en comparación con las islas oceánicas cuya colonización por parte del ser humano ha sido más reciente. En las islas del Mediterráneo, por ejemplo, existen numerosas evidencias de la introducción de especies alóctonas desde tiempos prehistóricos. En el caso de los mamíferos (sobre todo los no voladores), su composición actual ya no se caracteriza por endemismos sino más bien por

especies generalistas de origen continental, cuya aparición en la islas mediterráneas ha sido influenciada por el hombre a lo largo del tiempo (Masseti 2009).

En el contexto de la conservación de la diversidad biológica insular Española las EEI constituyen un grave problema.

Integradas en la región biogeográfica macaronésica, las islas del **archipiélago canario** albergan conjuntos de especies de gran originalidad, con una elevada proporción de endemismos entre su fauna y flora. Los islotes anexos albergan colonias reproductoras de aves marinas algunas de las cuales son únicas en el territorio nacional. Muchas de estas especies son afectadas por la presencia de especies exóticas introducidas como por ejemplo *Felix catus* que constituye la principal amenaza para los lagartos insulares, *Ammotragus lervia* y *Ovis musimon* que afectan a la vegetación endémica de bajo porte, o entre las plantas *Carpobrotus edulis* y *Pennisetum setaceum* que, mediante competencia, llegan a sustituir a la vegetación autóctona. Entre los ecosistemas más afectados por el cambio climático (disminución de la humedad del aire y de las precipitaciones, incremento en el riesgo de incendios) las formaciones de laurisilva, pinar y bosque termófilo se encuentran probablemente entre los ecosistemas más afectados por las EEI.

El archipiélago de las **Islas Baleares** también acoge un elevado número de endemismos animales y vegetales, con especies amenazadas y poblaciones extinguidas por especies introducidas. La extinción de la totalidad de los mamíferos prehumanos testimonia claramente el impacto de las introducciones más antiguas. Los ofidios y la comadreja, introducidos probablemente en época romana, exterminaron los lacértidos de Mallorca y Menorca, y redujeron en más del 99% la población del Ferreret (Mayol 2003). Actualmente un 16% de la flora de las islas (308 especies) está representada por especies exóticas naturalizadas o subespontáneas presentando 45 de ellas carácter invasor. *Arundo donax*, *Ipomea indica*, *Ailanthus altissima* y *Paspalum paspaloides* resultan problemáticas en proximidad de los cursos de agua. *Agave americana* y *Opuntia maxima* demuestran ser invasoras en zonas rocosas y, en menor grado, en el resto de ecosistemas de la isla de Mallorca. *Conyza bonariensis*, *Aster squamatus* y *Amaranthus retroflexus*, muy comunes en las cunetas de carreteras, pueden aparecer esporádicamente en otros hábitats más vulnerables, como torrentes y zonas litorales. En hábitat litorales también están presentes *Carpobrotus* spp donde resulta ser muy invasora. (Moragues Botey 2006).

Entre la fauna exótica invasora del archipiélago destacan *Nasua nasua*, *Procion lotor*, *Acridotheres tristis*, *Lamprotornis* sp., *Myiopsitta monachus*, *Psittacula krameri*, *Estrilda astrild*, *Tadorna ferruginea*, *Trachemys scripta elegans*, *Coluber hippocrepis*, *Psammodromus algirus*, *Alytes obstetricans*, *Gambusia affinis*, *Cyprinus Carpio*, *Rhincophorus ferrugineus*, *Linepithema humile*, *Planorbella duryi*, etc (Servei de Protecció d'Espècies, Govern des les Illes Balears, en línea) Particularmente severo es el impacto de *Felix catus* (individuos asilvestrados y domésticos vagantes) sobre especies de aves amenazadas como *Puffinus mauretanicus*. Diversos parques protegen una parte de los islotes del archipiélago (Cabrera, Ses Salines, Cal d'Hort), pero incluso en éstos algunas especies de fauna impropias de las biotas locales siguen destruyendo el patrimonio natural (Mayol 2003). Los fondos marinos de este archipiélago también están sufriendo la presión de las EEI, una problemática ya tratada anteriormente en la sección de hábitats marinos.

La costa mediterránea española incluye además **otras islas** de pequeña extensión pero de gran valor y en buen estado de conservación o de posible recuperación. Entre ellas el archipiélago de las Medes, el Parque Natural de Columbrets, la isla de Benidorm, Isla Grosa en Murcia, Alborán y las islas bajo administración española en la costa marroquí (Mayol 2003). En Chafarinas por ejemplo, *Rattus rattus* ha proliferado hasta el punto de poner en peligro la nidificación de algunas especies, como *Larus adouinii* (Orueta *et al.* 2005).

Por otro lado, decenas de islotes se hallan frente a las costas cantábricas y atlánticas. Su principal valor se encuentra en las colonias de aves marinas y en algún caso por sus fondos marinos. El **Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia** protege una pequeña parte de este patrimonio.

Aquí la presencia de EEI es incipiente. Especies alóctonas arbóreas como la *Acacia melanoxylon*, *Robinia pseudoacacia* o *Eucalyptus* spp., herbáceas como *Carpobrotus* sp. o *Arctotheca calendula* y algas como *Sargassum muticum*, tienen un impacto considerable sobre el medio natural. A éstas se añaden otras (por ejemplo, *Arundo donax*, *Tropaeolum majus*, *Oxalis pes-caprae*, *Tradescantia fluminensis*) de distribución e impacto más localizado. Por otro lado, entre la fauna destaca *Neovison vison* de reciente introducción, una especie que constituye una grave amenaza para las colonias de aves marinas que usan las islas como zonas de reproducción así como a la población de lagarto ocelado presente en estas islas.



Figura 25: Isla de San Martiño en las costas atlánticas gallegas (Islas Cíes). (Foto GEIB).

Se apunta a que los efectos del cambio climático serán más severos en las islas que en los continentes, exacerbando la problemática generada por las invasiones biológicas. Eso podría ocurrir tanto de forma directa dándose condiciones más favorables para alguna EEI (por ejemplo más tolerantes a la sequía y a temperaturas más elevadas como *Pennisetum setaceum*), como de forma indirecta a consecuencia de las alteraciones sufridas por las biotas nativas descritas por Moreno *et al.* (2005) (extinción de especies, cambios fenológicos, cambios espaciales de la actual distribución de especies, etc.). A esto se añade el efecto de cambios derivados de la remodelación de las costas asociada a la elevación del nivel del mar, cambios en las actividades económicas, en el uso del suelo, etc., todos ellos factores no climáticos que influyen sobre el proceso de las invasiones biológicas.

④ Ecosistemas acuáticos continentales: humedales, ríos, lagos y embalses

⊖ Hábitats riparios

La vegetación de ribera es una de las vegetaciones con mayor alteración de origen antrópico (Campos & Beraza 2001), y también es una de las más desconocidas. Son formaciones bien diferenciadas, con alta diversidad biológica, elevada productividad y muy dinámicas (CEDEX 2009). Los ambientes riparios constituyen hábitats muy favorables para las EEI. Su alta disponibilidad de recursos, y las perturbaciones naturales periódicas (deseccaciones, inundaciones...) y de origen antrópico (canalizaciones, nitrificación, regulación del caudal), originan espacios abiertos que facilitan el establecimiento de especies alóctonas de gran poder invasor, principalmente allí donde existe una alta

disponibilidad de agua y nutrientes. Estos ambientes están amenazados por la presencia de EEI en plena expansión como son *Reynoutria japonica*, *Helianthus tuberosus*, *H. x laetiflorus*, *Aster lanceolatus* o *Artemisia verlotiorum* (Campos & Herrera 2009).

Respecto a las zonas arboladas, las alisedas cantábricas, principalmente en sus estaciones más degradadas, se ven invadidas por especies arbóreas de crecimiento rápido como *Platanus hispanica*, *Pterocarya x rehderiana*, *Robinia pseudoacacia*, *Salix viminalis*, *Catalpa bignonioides* o *Acer negundo*, cuyo sotobosque aparece frecuentemente invadido por la especie sudafricana *Crocsmia x crocosmiiflora*. En la vertiente mediterránea, los bosques riparios aparecen menos invadidos por especies alóctonas, aunque es de destacar la presencia de especies como *Robinia pseudoacacia*, *Ailanthus altissima* o *Fallopia aubertii* (Campos & Herrera 2009).



Figura 26: Detalle de *Reynoutria japonica*. (Foto J. Gaspar Bernárdez Villegas).

En las zonas cercanas a los ríos, se suelen encontrar especies escapadas de cultivo ornamental y otras naturalizadas, por ejemplo, *Nicotiana glauca*, *Tradescantia fluminensis*, *Ailanthus altissima*, *Buddleja davidi*, *Cortaderia selloana*, *Passiflora caerulea*, *Boussingaultia cordifolia* o *Araujia sericifera*.

🕒 Humedales, lagos y lagunas

En comparación con los ecosistemas terrestres, las dinámicas poblacionales de los ecosistemas lacustres son mucho más rápidas. Los productores primarios (esencialmente, organismos unicelulares), presentan tiempos de generación cortos, de horas a días, que limitan el tamaño de los herbívoros y, por consecuencia, sus tiempos de generación. Este dinamismo hace que los lagos sean extremadamente sensibles a las perturbaciones externas y, particularmente, al cambio climático. De hecho, algunos humedales figuran entre los sistemas naturales especialmente vulnerables al cambio climático debido a su escasa capacidad de adaptación (IPCC 2001; Moya *et al.* 2005). Dadas su variedad y heterogeneidad intrínsecas, los efectos del cambio climático dependerán de cada sistema en particular (Moreno *et al.* 2005).

El creciente número de especies exóticas que están invadiendo los humedales del territorio español entraña una dificultad añadida, erradicarlas, ya que es extremadamente difícil eliminar las EEI de forma inocua para estos ecosistemas.

Entre la fauna exótica invasora naturalizada en las masas de agua de la Península Ibérica destacan 47 especies de invertebrados y 28 de vertebrados. A estas se añaden otras reportadas ocasionalmente (no tienen poblaciones establecidas) y/o criptogénicas (García-Berthou *et al.* 2007). En cuanto a la flora, al menos 120 especies conforman una lista no exhaustiva de EEI más comunes y representativas del conjunto de plantas introducidas en ecosistemas de aguas continentales españoles a las cuales se añaden otras invasoras ocasionales de las riberas más degradadas (Doadrio *et al.* 2007) y al menos dos especies de algas *Didymosphenia geminata* (Blanco Lanza & Ector 2008) y *Gomphonema minuta*.

Los efectos generados por las EEI son múltiples y variados, y son resumidos en la tabla 9.

Hay que añadir, además, que en algunos humedales del territorio español viven especies endémicas, raras o amenazadas tales como la madrilla y la bermejuela, samaruc, cerceta pardilla, malvasía cabeciblanca, que pueden verse seriamente amenazadas por la presencia de EEI.

Tabla 9. Resumen de los efectos generados por las EEI en los humedales. Fuente: Howard 1999

Efectos en relación con el agua	Alteración del flujo y cambios en sus ciclos naturales (ej. determinadas plantas invasoras sumergidas bloquean el flujo de las corrientes, alteran sus pautas y reducen el paso de agua).
	Alteración de la cantidad y, en ocasiones, de la periodicidad (estacionalidad) (ej. algunas plantas invasoras emergentes retardan el drenaje de zonas inundadas o impiden las inundaciones normales al reducir la escorrentía y retener las aguas)
	Alteración de la calidad del agua (incluida la eutrofización, la desoxigenación, la bioincrustación, el envenenamiento y la reducción de nutrientes).
	Reducción o pérdida de los beneficios hidrológicos de la función de los humedales.
	Alteración de las funciones de los humedales aguas abajo de las zonas invadidas y a través de las fronteras internacionales y nacionales (efectos en cadena a lo largo de una cuenca con aumento de la evapotranspiración y de la pérdida de agua, obstrucción de cauces, alteración de los caudales, bioincrustación de las instalaciones hidroeléctricas, etc.).
Efectos en relación con los productos, usos y usuarios	Alteración de las zonas de pesca, con espectaculares caídas de las capturas debido a la competencia de las especies invasoras con las especies capturables, la predación de éstas por aquéllas o, en general, la perturbación del equilibrio entre especies y poblaciones en las zonas de pesca (ej. presencia de especies piscícolas invasoras, invasiones de crustáceos y demás invertebrados y parásitos y enfermedades de los peces).
	Reducción del pasto y el ramoneo de los humedales.
	Deterioro de las cosechas de los humedales por la presencia de competidores ajenos y especies patógenas.
	Reducción o interrupción del acceso a los humedales y a sus productos debidas al crecimiento de invasores que bloquean los vías de entrada y salida de los humedales o a la invasión de humedales por especies ajenas nocivas para los usuarios de los humedales.
	Reducción o interrupción del transporte en los humedales por obstrucción de los cauces o por la invasión de los accesos por EEI, perjudiciales para las personas y sus ganados.
	Aumento de los riesgos para la salud de los seres humanos por agentes patógenos dependientes del agua que se ven favorecidos por las EEI (o que son EEI ellos mismos).
En relación con la biodiversidad de los humedales	Aumento de los riesgos de asfixia y otros efectos del recubrimiento de la superficie del agua, especialmente por algas flotantes invasoras.
	Reducción de la abundancia y diversidad de especies de los humedales, llegando incluso a la extinción, debido a procesos de competencia por los recursos, la predación, y/o presencia de agentes patógenos y parásitos introducidos con las especies invasoras, así como por las modificaciones del hábitat causadas por las especies alóctonas invasoras.
	Alteración de la integridad de las especies y poblaciones de los humedales y de la estructura de su comunidad de especies.
	Alteración de la distribución de especies en los humedales.
	Alteración de los ecosistemas de los humedales (e incluso conversión de éstos en tierras de secano). Las plantas invasoras pueden alterar las relaciones hídricas de un humedal, la disponibilidad de nutrientes y de luz solar; los animales invasores pueden producir cambios directos en la vegetación al pastar, ramonear y pisotear la hierba, o bien cambios indirectos como predadores de los animales de pasto o ramoneo nativos..

Figura 27: *Eichhornia crassipes* o Jacinto de agua. (Foto GEIB).

Algunos de los candidatos más probables a volverse invasores o aumentar su virulencia en ecosistemas dependientes del agua son:

- diatomeas como *Didymosphenia geminata*,

- traqueófitas como *Azolla filiculoides* [presente en humedales de alto valor como la Laguna de l'Encanyissada y los Ullals del Parque Natural del Delta del Ebro, del Parque Nacional de Doñana, varios enclaves del oeste de Castilla-La Mancha, Extremadura y, en general, distribuida ampliamente por numerosas zonas naturales cálidas donde aparece con poblaciones bien establecidas que pueden llegar a cubrir extensas superficies] (Cobo García 2001; Dana *et al.* 2004).

- especies flotantes como *Eichhornia crassipes* (la planta acuática invasora más peligrosa a escala mundial, incluida en la lista de las 100 especies alóctonas más invasoras de la UICN) o *Pistia stratioides* (ambas limitadas en invierno por las bajas temperaturas);

- trepadoras como *Ipomoea sagittata* [que aparece en terrenos húmedos cerca del mar y es abundante en humedales de alto valor ecológico como el marjal de Pegó y zonas próximas

(Alicante), marjales de Moncófar (Castellón), Cullera, la Albufera (Valencia) y el Delta del Ebro (Tarragona), algunos incluidos en la lista del Convenio de Ramsar] (Dana *et al.* 2004),

- especies arbustivas como *Gomphocarpus fruticosus* (ha invadido algunos espacios naturales protegidos como el Parque Nacional de Doñana, y otras áreas de indudable valor ecológico como diversas zonas riparias de Baleares o del sur de Cataluña) o *Baccharis halimifolia* cuya presencia es especialmente preocupante en las marismas de Alday, Parayas y Blanca, Parque Natural de Oyambre, Reserva Natural de las Marismas de Santoña y Noja y la ría de San Vicente de la Barquera, las marismas de los ríos Sella y Navia y la ría de Villaviciosa, la ría de Plencia y la marisma de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, la ría de Orio y la bahía de Txingudi en Guipúzcoa] (Dana *et al.* 2004),

- y otras plantas exóticas invasoras como son la *Tritonia x crocosmiiflora*, de rápida capacidad de expansión, y la *Cortaderia selloana*, esta última muy preocupante en la cornisa cantábrica y en Canarias (rápido crecimiento, capacidad de rebrote y de reproducción vegetativa, modificadora del hábitat y del paisaje) (Dana *et al.* 2004).



Figura 28: *Dreissena polymorpha* o mejillón cebra en la localidad de Puentelarrá. (Foto GEIB).

Respecto a la fauna, son especialmente problemáticas las especies de moluscos como *Pomacea canaliculata* (que encuentran climas apropiados para reproducirse durante gran parte del año; es una de las principales plagas de los arrozales), *Dreissena polymorpha* o *Corbicula fluminea*, crustáceos como el cangrejo rojo americano, señal y cangrejo chino (*Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, *Eriocheir sinensis*), insectos como el mosquito tigre (*Aedes albopictus*) que ven acelerado su ciclo vital (producen un mayor número de generaciones) gracias al aumento de las temperaturas, diversas especies de peces entre las cuales *Gambusia holbrooki* podría expandirse a zonas más al norte de su actual

distribución por efecto del cambio climático, algún reptil como el galápago de Florida, y pocos mamíferos (como el *Myocastor coypus* y *Neovison vison*).

Los efectos económicos y sociales de los impactos de las especies invasoras en los humedales pueden ser drásticos, e incluso aquellos que parecen tener poca importancia a corto plazo pueden acabar teniendo graves consecuencias al cabo de un tiempo. Dos ejemplos clásicos son las dramáticas invasiones del Lago Victoria, en el África Oriental, por el alga flotante exótica conocida como "jacinto de agua" (*Eichhornia crassipes*) y la introducción voluntaria de un pez predador, la perca del Nilo (*Lates niloticus*). Ambas están causando actualmente millones de dólares de pérdidas a la pesca, el transporte lacustre, el suministro de agua, la generación de energía hidroeléctrica, el acceso de la gente al lago y la salud humana, así como una serie de efectos no mensurables en la diversidad biológica del lago y cambios en los ecosistemas húmedos que rodean el Lago Victoria (Lowe *et al.* 2000).

5 Bosques y matorrales

Los bosques y matorrales muestran en general un mayor grado de resistencia frente a las invasiones de especies alóctonas (Campos & Beraza 2001).

Muchas EEI son de tipo arbustivo y lianas de rápido crecimiento (*Buddleja davidii*, *Lonicera japonica*, *Ipomoea indica*, *Parthenocissus inserta*, *Senecio mikanioides*, *Vitis vinifera*), las cuales generalmente son desplazadas a medida que el dosel arbóreo aumenta (Campos & Beraza 2001).

Aparecen árboles neófitos como el ailanto (*Ailanthus altissima*) o la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*) que, si bien no suelen ser abundantes en masas forestales bien desarrolladas, tienen el potencial de volverse dominantes a largo plazo desplazando a las especies arbóreas autóctonas impidiendo incluso su regeneración (robles, abedules, fresnos, sauces...).

En las pistas forestales pueden aparecer especies invasoras cuya rápida expansión se vea favorecida por la capacidad de sus semillas de adherirse a las ruedas de los vehículos de transporte y todoterrenos (Campos & Herrera 2009).

En bosques húmedos aparecen también especies como la *Reynoutria japonica* o *Tradescantia*

fluminensis, ambas de elevado potencial invasor.



Figura 29: Invasión de *Tradescantia fluminensis*. (Foto GEIB).

6 Prados y pastos

En general muestran una buena resistencia a ser invadidos. Sin embargo, algunas especies exóticas invaden estos territorios llegando a causar no sólo una reducción en la diversidad propia, sino también un impacto económico debido al descenso en la calidad de los pastos.

Por ejemplo, las zonas invadidas por la especie americana *Paspalum dilatatum* presentan un escaso valor de forrajeo. Según Campos y Herrera (2009) en algunos casos, especies transformadoras como el carrizo de la Pampa (*Cortaderia selloana*) invaden exitosamente no solamente hábitats muy degradados sino también matorrales poco alterados como brezales y bordes de madroñales.

7 Hábitats antropizados

Existe un consenso general en que los hábitats antrópicos son los más afectados por la invasión de especies exóticas, donde predominan especies vegetales primocolonizadoras generalmente de carácter nitrófilo. Si bien este tipo de hábitats muy alterados no son sujetos a prioridades en la conservación, si es importante tenerlos en mente en cuanto son reservorios de propágulos de muchas EEI y por tanto fuente de emisión de las mismas al medio seminatural y natural adyacente (Campos & Herrera 2009).



Figura 30: Detalle de *Datura stramonium*. (Foto GEIB).

Las comunidades ruderales se ven invadidas con especies vegetales termófilas como *Amaranthus sp.*, *Aster squamatus*, *Tropaeolum majus* o *Tradescantia fluminensis*. También son frecuentes epecófitos como *Buddleja davidii*, *Oenothera erythrosepala* o *Cortaderia selloana*. Las zonas de cultivos también sufren la invasión de especies tales como especies del género *Amaranthus* y *Eragostris*, *Abutilon theophrasti* o *Datura stramonium*, especies que requieren de temperaturas cálidas para poder desarrollarse con éxito (Campos & Herrera 2009).

En la tabla 10, Campos y Herrera (2009) engloban el número de especies de cada categoría de invasión para cada tipo de hábitat de la comunidad autónoma del País Vasco:

Tabla 10: Número de especies de cada categoría de invasión para cada tipo de hábitat de la CAPV. (Fuente: Campos y Herrera 2008).

Hábitats	A	B	C	D	TAL	Nat	Inv1	Inv2	Inv3	Cas
Ruderal-viarios	17	60	81	169	327	48,3	23,5	89,5	16,1	51,7
Arvenses	6	28	14	26	74	64,9	45,9	39,5	7,1	35,1
Total hábitats antrópicos	17	60	82	173	332	47,9	23,2	89,5	16,1	52,1
Litorales	18	34	20	19	91	79,1	57,1	60,5	10,9	20,9
Dunas	17	24	12	12	65	81,5	63,1	47,7	8,6	18,5
Marismas	15	15	5	5	40	87,5	75,0	34,9	6,3	12,5
Acantilados	6	12	10	4	32	87,5	56,3	20,9	3,8	12,5
Humedales	15	24	22	19	80	76,3	48,8	45,3	8,2	23,8
Riparios	14	44	44	43	145	70,3	40,0	67,4	12,1	29,7
Prados	10	8	6	8	32	75,0	56,3	20,9	3,8	25,0
Pastos y matorrales	11	23	20	29	83	65,1	41,0	39,5	7,1	34,9
Forestales	6	14	8	21	49	57,1	40,8	23,3	4,2	42,9
Total hábitats naturales y seminaturales	21	62	74	90	247	63,6	33,6	96,5	17,4	36,4

A: alóctonas transformadoras; B: alóctonas invasoras; C: alóctonas naturalizadas no invasoras; D: alóctonas casuales; TAL: total de especies alóctonas; Nat: porcentaje de especies naturalizadas (=A+B+C); Inv1: porcentaje de especies invasoras (=A+B); Inv2: lo mismo respecto al total de especies invasoras; Inv3: lo mismo respecto al total de alóctonas; Cas: porcentaje de especies casuales. Los porcentajes se han calculado respecto al total de especies alóctonas para cada hábitat (TAL).

Conclusiones y recomendaciones

El cambio climático predecido para España como resultado de un calentamiento global muestra una tendencia general a un aumento de las temperaturas (tanto en el medio terrestre como en el marino o dulceacuícola), una estación cálida más prolongada, unos inviernos más suaves y una disminución de la precipitación. Estos cambios pueden generar nuevas oportunidades para que especies exóticas expandan su rango actual de distribución.

Es esperable que especies que actualmente ven limitada su distribución debido a un clima relativamente severo tengan más oportunidades para establecerse y llegar a ser invasoras bajo condiciones más favorables o debido a que especies nativas se vean perjudicadas por los cambios en el clima.

Por ejemplo, los macrófitos de origen tropical y subtropical están acelerando su expansión en el Mediterráneo [de las 85 especies de macrófitos catalogadas como introducidas, nueve son consideradas como invasoras (Boudouresque & Verlaque 2002): *Acrothamnion preissii*, *Asparagopsis armata*, *Lophocladia lallemandii*, *Womersleyella setacea* (*Rhodophyta*), *Sargassum muticum*, *Stypododiumschim peri*

(*Fucophyceae*), *Caulerpa racemosa*, *Caulerpa taxifolia* and *Halophila stipulacea* (*Plantae*)] por causas derivadas del cambio climático como es el aumento de la temperatura de la superficie del mar.

Es posible, que los impactos de las EEI no sean homogéneos en todos los ecosistemas. Los ecosistemas más vulnerables al cambio climático, que coinciden en el caso de las islas y de los ecosistemas aislados con los más indefensos a las invasiones biológicas, sufrirán posiblemente las consecuencias más negativas.

Por otra parte, la magnitud del impacto no necesariamente está relacionada con la presencia de un mayor número de EEI, o con la amplitud de su distribución. Una sola EEI con distribución restringida puede llegar a tener impactos muchos más nefastos si es introducida en zonas con altos valores de biodiversidad. De aquí la importancia de investigar la presencia y el impacto de las EEI en áreas ricas en términos de diversidad biológica.

La presencia de endemismos, especies amenazadas o especies clave de los cuales a continuación se proporciona algún ejemplo, podría constituir un criterio válido a la hora de clasificar los hábitats naturales en función de su importancia de cara a su protección frente a las EEI.

- **Hábitats marinos.**
 - ◆ Praderas de fanerógamas marinas.
 - Plantae* » *Magnoliophyta* » *Liliopsida* » *Alismatales* » *Posidoniaceae* » *Posidonia oceanica*
 - Plantae* » *Magnoliophyta* » *Liliopsida* » *Alismatales* » *Cymodoceaceae* » *Cymodocea nodosa*
 - ◆ Fondos de maërl, comunidades de coralígeno y algas esciáfilas.
 - Rhodophyta* » *Rhodophyceae* » *Corallinales* » *Phymatolithon calcareum*
 - Rhodophyta* » *Rhodophyceae* » *Corallinales* » *Lithothamnion corallioides*
 - Rhodophyta* » *Rhodophyceae* » *Gigartinales* » *Peyssonnelia rosa-marina*
- **Ambientes litorales**
 - ◆ Ecosistemas dunares.
 - Magnoliophyta* » *Magnoliopsida* » *Lamiales* » *Scrophulariaceae* » *Linaria arenaria*
 - ◆ Marismas y estuarios.
 - Magnoliophyta* » *Liliopsida* » *Cyperales* » *Poaceae* » *Spartina maritima*
- **Islas y ecosistemas aislados.**
 - Magnoliophyta* » *Liliopsida* » *Arecales* » *Arecaceae* » *Phoenix canariensis*
 - Magnoliophyta* » *Magnoliopsida* » *Brassicales* » *Brassicaceae* » *Descurainia bourgeauana*
 - Magnoliophyta* » *Liliopsida* » *Poales* » *Poaceae* » *Arrhenatherum calderae*
 - Animalia* » *Chordata* » *Sauropsida* » *Squamata* » *Lacertidae* » *Gallotia intermedia*
 - Animalia* » *Chordata* » *Aves* » *Procellariiformes* » *Procellariidae* » *Puffinus mauretanicus*
- **Ecosistemas acuáticos continentales.**
 - ◆ Hábitats riparios.
 - Animalia* » *Chordata* » *Mammalia* » *Carnivora* » *Mustelidae* » *Mustela lutreola*
 - ◆ Humedales, lagos y lagunas.
 - Animalia* » *Arthropoda* » *Malacostraca* » *Decapoda* » *Astacidae* » *Austropotamobius pallipes*
 - Animalia* » *Mollusca* » *Bivalvia* » *Unionoida* » *Margaritiferidae* » *Margaritifera auricularia*
 - Animalia* » *Mollusca* » *Bivalvia* » *Unionoida* » *Margaritiferidae* » *Margaritifera margaritifera*
 - Animalia* » *Chordata* » *Actinopterygii* » *Ciprinodontiformes* » *Valenciidae* » *Valencia hispanica*
 - Animalia* » *Chordata* » *Actinopterygii* » *Ciprinodontiformes* » *Ciprinodontidae* » *Aphanius iberus*
 - Animalia* » *Chordata* » *Sauropsida* » *Testudines* » *Emydidae* » *Emys orbicularis*
 - Animalia* » *Chordata* » *Sauropsida* » *Testudines* » *Geoemydidae* » *Mauremys leprosa*
 - Animalia* » *Chordata* » *Aves* » *Anseriformes* » *Anatidae* » *Oxyura leucocephala*

Identificar estas áreas y emprender en ellas iniciativas de gestión para prevenir nuevas introducciones y mitigar el impacto de EEI ya establecidas es una prioridad ineludible.

Sin embargo, pese a los numerosos trabajos científicos que tratan la distribución de especies autóctonas amenazadas y singulares, durante la realización del presente informe, no se han encontrado estudios (con alguna excepción relativa a especies concretas) que, a escala nacional, relacionen datos de áreas con alto valor de biodiversidad y presencia de EEI.

La dispersión de datos sobre EEI presentes en España dificulta la realización de una clasificación de áreas con altos valores de biodiversidad más vulnerables a las invasiones biológicas, quedando patente otra vez la necesidad de disponer de un sistema de información que aúne datos sobre EEI.

Otras dificultades complican además el desarrollo de esta tarea:

a) Salvo para casos concretos no se sabe a ciencia cierta si la vulnerabilidad de una especie autóctona es determinada directa o indirectamente por el impacto de una EEI, pudiendo ser provocado por otras causas que perjudicando a la especie nativa favorecen a la especie invasora. No obstante, la mera presencia de especies exóticas en áreas con altos valores de biodiversidad debería considerarse un factor de riesgo teniendo en cuenta el principio de precaución.

b) La mayor parte de la información disponible está fuertemente sesgada hacia determinados grupos taxonómicos, esencialmente plantas y vertebrados. La información sobre hongos e invertebrados exóticos, dos grupos que podrían resultar aventajados por los efectos del cambio climático, está limitada principalmente al caso de plagas agrícolas y forestales, estando la investigación del impacto ecológico supeditada en muchos casos al estudio de las consecuencias económicas.

La elaboración de un listado de áreas con altos valores de biodiversidad más vulnerables a las EEI podría ciertamente constituir una importante herramienta a la hora de priorizar actuaciones de gestión y optimizar los recursos

disponibles. Para su realización es preciso poner en marcha un estudio cuya función principal sea cruzar datos relativos a la distribución geográfica e impactos de las EEI con aquellos referentes a especies autóctonas valiosas desde la perspectiva de la conservación.

Mediante la integración de los resultados obtenidos con las proyecciones climáticas se podría abastecer una previsión sobre la vulnerabilidad de éstas áreas a las invasiones biológicas bajo los efectos del cambio climático.

Igualmente debería evaluarse el potencial invasor de las especies naturalizadas que podría desencadenarse directa o indirectamente por los efectos del cambio climático.

Por otro lado, los ecosistemas que presentan un mayor número de especies exóticas e invasoras podrían tener mayor probabilidad de que alguna de ellas encontrara una situación más favorable para prosperar y expandirse. En general, en España, gracias al efecto facilitador de unas temperaturas más benignas y presencia de zonas antropizadas, son la costa mediterránea y las zonas que han sufrido una transformación antrópica, las que se muestran como lo que algunos autores llaman ‘puntos calientes’ de especies invasoras.

El carácter temporal de cualquier diagnóstico en esta materia se hace patente si se tiene en cuenta que el ritmo de las introducciones de especies exóticas tiende al alza.

Se impone, por tanto, la necesidad de un estudio exhaustivo sobre vías de entrada y de cómo éstas puedan cambiar en función cambio climático.

Las querencias de sectores concretos (introducciones intencionales) o el azar (introducciones accidentales) proporcionan la ocasión para introducir especies exóticas más adaptables al *neoclima* lo cual podría constituir un auténtico desastre para la biodiversidad autóctona.

La realización de estudios sobre taxones diana ofrecerá una herramienta fundamental no sólo a la hora de minimizar los impactos futuros generados por estas EEI, sino también a la hora de prevenir su entrada y/o expansión.

5. PROPUESTA PRELIMINAR DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DE SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN PRIORITARIA



Figura 31: Pradera de *Posidonia oceanica* invadido por *Caulerpa taxifolia*. (Foto ZOEa).

Resumen

Se proponen dos listados preliminares de EEI (establecidas y no) susceptibles de verse favorecidas por los efectos del cambio climático. La información disponible para cada una de ellas constituye un importante punto de partida. No obstante, se considera imprescindible realizar un análisis en detalle de la misma con el fin de solventar eventuales lagunas teniendo en cuenta los requerimientos del proyecto. Tanto los criterios propuestos como el propio listado, susceptible de modificaciones y/o actualizaciones por su carácter no definitivo, deberán ser revisados por un equipo formado por expertos en cambio climático e invasiones biológicas a fin de garantizar una correcta interpretación de los parámetros climáticos cambiantes y de los requerimientos ecológicos de las especies. Así mismo, de cara a la gestión de las EEI, se considera imprescindible incorporar en los sistemas de análisis datos relativos a factores antrópicos y a la estructura del espacio que puedan influir en el proceso de invasión.

Introducción

La creación de un listado preliminar de EEI sobre las que habría que realizar estudios en detalle, aparece como una necesidad a la hora de priorizar los mismos en aras de una óptima gestión. En la presente sección se aportan dos listados preliminares de los cuales el primero incluye taxones presentes en el territorio

español y el segundo taxones que aún no se han encontrado en España, en ambos casos susceptibles de verse favorecidos por el cambio climático. Para su elaboración se ha tenido en cuenta la disponibilidad de información sobre las especies así como otros factores como el riesgo de dispersión, el impacto generado etc., intentando escoger especies representativas de diferentes ecosistemas y grupos taxonómicos.

No obstante, se hace hincapié en que ambos listados así como los criterios escogidos a la hora de confeccionarlos tienen valor de propuesta y no son de carácter definitivo.

Criterios de selección

En base a los apartados anteriormente descritos, se ofrece un listado preliminar de taxones alóctonos, seleccionados de acuerdo con los siguientes criterios:

- i. Especies de todos los tipos de hábitats, incluyendo las especies marinas, terrestres y dulceacuícolas.
- ii. Especies clasificadas como de alta prioridad por el impacto generado en territorio español.
- iii. Especies que hayan sido clasificadas dentro de las '100 especies más dañinas en Europa' por el DAISIE o a nivel mundial por el ISSG/UICN.

- iv. Especies que hayan tenido o tengan una rápida expansión en países vecinos (Francia, Portugal, Andorra) así como en otros países de similares características.
- v. Especies que, en base a sus mapas de distribución y otra documentación científica, parezcan tener limitada su distribución por el clima.
- vi. Especies que generen un daño ecológico constatado (a una o más especies o procesos), o bien que pueda llegar a producirlo.
- vii. Especies que presenten riesgo de dispersión y daño subsiguiente hacia otros puntos geográficos o biotopos cercanos.

ESPECIES ESTABLECIDAS					
Especie	Ecosistema invadido	Impacto	Criterios de selección	Disponibilidad inicial de datos	Síntesis de trabajos necesarios
<i>Womersleyella setacea</i>	M	E, Se	i, ii, iv, v, vi, vii		<p>Análisis de la información existente asegurando datos actualizados y completos sobre:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Especies: Distribución, ecología de la especie (límites de tolerancia fisiológica y otros factores limitantes), vías de entrada y vectores, formas de dispersión • Clima: Datos climatológicos a macro y microescala. • Otros: Información sobre la estructura espacial y calidad medioambiental del entorno invadido. Este último punto se considera necesario ya que la dispersión de una especie establecida puede depender de factores (por ejemplo, la orografía, antrópicos, etc.) cuya influencia puede ser mayor que la del clima.
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	M	E	i, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Sargassum muticum</i>	M	E, Se	i, ii, iv, v, vi, vii		
<i>Caulerpa racemosa</i> var. <i>cylindracea</i>	M	E, Se	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Seiridium cardinale</i>	T	E, Se, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Azolla filiculoides</i>	A	E, Se	i, ii, iv, v, vi, vii		
<i>Spartina densiflora</i>	T	E, Se	i, ii, iv, v, vi, vii		
<i>Eichhornia crassipes</i>	A	E, Se	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Gomphocarpus fruticosus</i>	T	E, S	i, ii, iv, v, vi, vii	Desde el punto de vista cuantitativo la información disponible para las especies seleccionadas es suficiente como para constituir un punto de partida. No obstante, es preciso analizar y valorar dicha información para actualizarla cuando proceda, complementando las lagunas existentes en función de los objetivos planteados y de los requerimientos de las aplicaciones informáticas.	
<i>Baccharis halimifolia</i>	T	E, S	i, ii, iv, v, vi, vii		
<i>Reynoutria japonica</i>	T	E, Se	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Robinia pseudoacacia</i>	T	E, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Alexandrium catenella</i>	M	E, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Dreissena polymorpha</i>	A	E, Se, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Pomacea canaliculata</i>	A	E, Se, S	i, ii, iii, v, vi, vii		
<i>Procambarus clarkii</i>	A	E, Se, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Eriocheir sinensis</i>	A	E, Se, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Aedes albopictus</i>	T	Se, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Linepithema humile</i>	T	E, Se	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Lepomis gibbosus</i>	A	E	i, ii, iv, v, vi, vii		
<i>Micropterus salmoides</i>	A	E	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Gambusia holbrooki</i>	A	E	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Trachemys scripta</i>	A	E, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Psittacula krameri</i>	T	E, S	i, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Myocastor coypus</i>	T	E, Se, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Procyon lotor</i>	T	E, Se, S	i, ii, iii, iv, v, vi, vii		

Ecosistema invadido: M= marino; A= aguas continentales, T= terrestre

Impacto: E=Ecológico, Se=Socioeconómico, S=Sanitario

Criterios: i) Especies de todos los tipos de hábitats, incluyendo las especies marinas, terrestres y dulceacuícolas; ii) Especies clasificadas como de alta prioridad por el impacto generado en territorio español; iii) Especies que hayan sido clasificadas dentro de las '100 especies más dañinas en Europa' por el DAISIE o a nivel mundial por el ISSG/UICN; iv) Especies que hayan tenido o tengan una rápida expansión en países vecinos (Francia, Portugal, Andorra) así como en otros países de similares características; v) Especies que, en base a sus mapas de distribución y otra documentación científica, parezcan tener limitada su distribución por el clima; vi) Especies que generen un daño ecológico constatado (a una o más especies o procesos), o bien que pueda llegar a producirlo; vii) Especies que presenten riesgo de dispersión y daño subsiguiente hacia otros puntos geográficos o biotopos cercanos.

Womersleyella setacea

Clase: Florideophyceae, Orden: Ceramiales, Familia: Rhodomelaceae, Nombre científico: *Womersleyella setacea* (Holleberg) R.E. Norris

Origen: descrita por primera vez en las Islas Hawai como *Polyshiponia setacea*, es una especie de distribución pantropical de la zona oceánica indo-pacífico-caribeña.

Descripción: Alga marina filamentosa. Debido a que sus características morfológicas no son lo suficientemente estables como para justificar su separación como un género, *Womersleyella* ha sido considerado un sinónimo heterotípico de *Polyshiponia*. Pese a su abundancia, las poblaciones del Mediterráneo parecen mostrar sólo la reproducción vegetativa no habiéndose observado ni estructuras sexuales ni esporangios. No obstante, la ocurrencia de un inusual tipo de regeneración vegetativa en pruebas de laboratorio apuntan a que mecanismos diferentes del simple crecimiento vegetativo puede haber contribuido a la su rápida y amplia y rápida expansión. Pese a la aparente inexistencia de claras diferencias entre los especímenes tropicales y mediterráneos, esto últimos presentan las características térmicas propias de un alga de aguas templadas.

Distribución: Fue detectada en 1985 en las costas de Liguria (Italia) extendiéndose posteriormente a Francia, España, Malta, Grecia y Croacia. En 1994 fue detectada en las Baleares (Menorca). Tras su expansión, se encuentra a partir de los 25 m de profundidad siendo más abundante entre los 33 y 45 m.

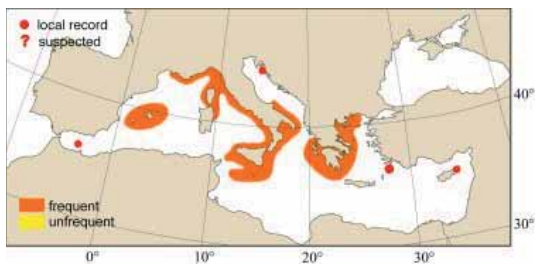


Figura 32: Mapa de distribución de *Womersleyella setacea*. (Fuente: Verlaque et al. www.ciesm.org/atlas/appendix4.html)

Tipo de introducción: Involuntaria.

Vía de entrada: *Fouling*, navegación.

Impacto: Catalogada como una de las nueve EEI marinas más peligrosas para el Mediterráneo y como la que más para las comunidades coralígenas, desplaza a la flora nativa, reduce la diversidad de la comunidad, y modifica las características ecológicas de los ecosistemas bentónicos nativos a través de la disrupción de la cadena trófica implicando, efectos negativos para las actividades humanas

como son la acuicultura, la pesca y/o el turismo. Esta especie adopta la forma de un tapiz de color rojizo oscuro sobre los rizomas de *Posidonia oceanica* y el substrato rocoso, y se instala sobre los coralígenos autóctonos (formaciones biológicas levantadas sobre algas calcáreas que sirven de refugio y lugar de alimentación para una multitud de especies piscícolas) recubriéndolos totalmente, impidiendo que les llegue la luz y provocando su muerte. Su presencia se traduce en un descenso del número y diversidad de especies que caracterizan estas comunidades. Es probable que un aumento en la Tª de las aguas pueda favorecer su expansión.

Fuentes: Rindi *et al.* 1999; Boudouresque & Verlaque 2002; Streftaris & Zenetos 2006; Guiry 2009; Terrados 2010; Verlaque *et al.* (en línea).

Bonnemaisonia hamifera

Clase: Florideophyceae, Orden: Bonnemaisoniales, Familia: Bonnemaisoniaceae, Nombre científico: *Bonnemaisonia hamifera* Hariot 1891

Origen: Japón

Descripción: Alga de aspecto ramificado de color variable desde rosa pálido a rojo oscuro. Presenta ramas dispuestas en forma de espiral a lo largo de un eje, desde las cuales se generan a su vez otras ramas. Algunas pueden adoptar la forma de un anzuelo, una característica distintiva de la especie. El tetraesporofito y el gametofito sobrevive y crece en un rango de temperatura entre -1 y 29 °C. El máximo crecimiento del tetraesporofito se observa a temperaturas entre 15 y 25 °C, mientras que el gametofito muestra un óptimo 15 °C. En su zona de origen el ciclo reproductivo aparece sincronizado por la temperatura del agua permitiendo que coincida la aparición de machos y hembras. Las condiciones para producir más biomasa están entre los 15 - 20 °C.

Distribución: Costas del Norte Europa desde Noruega hasta Portugal, Irlanda, Islandia y sur de Gran Bretaña. También se la encuentra en Azores, Canarias y en el Mar Mediterráneo (España, África e Italia).



Figura 33: Mapa de distribución de *Bonnemaisonia hamifera ayers*. (Fuente: DAISIE 2008b).

Tipo de introducción: Involuntaria.

Vía de entrada: Cultivos marinos y/o *fouling*. Se dispersa transportada por las corrientes o pegada a objetos flotantes.

Impacto: Invade ambientes sublitorales rocosos, otros sustratos duros y puede crecer encima de otras algas (epífita). Puede llegar a ser dominante compitiendo con otras algas y plantas marinas gracias a su rápida reproducción vegetativa y elevada tasa de crecimiento. La especie posee además una amplia tolerancia fisiológica que le permite adaptarse a diferentes condiciones medioambientales. Es probable que un aumento en la Tª de las aguas pueda favorecer su expansión. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuentes: Strefitaris & Zenetos 2006, DAISIE 2008b

Sargassum muticum (sargazo)

Clase: Phaeophyceae, Orden: Fucales, Familia: Sargassaceae, Nombre científico: *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt.



Figura 34: *Sargassum muticum*. (Foto GEIB).

Origen: Costa de China y Japón

Descripción: Se trata de un alga parda cilíndrica, pseudoperenne que puede alcanzar longitudes de unos 5-10 m. Alrededor del tallo, dispuestas en espiral, se desarrollan las ramas principales sobre las cuales crecen otras, algunas de las cuales de forma aplanada y ovals. Su crecimiento más lento en invierno y más rápido en primavera es de tipo modular por el cual la planta adherida mediante un disco adhesivo al sustrato tiene un solo tallo desde el cual anualmente se desarrollan nuevas ramas. Las frondas se extienden verticalmente gracias a las presencia de vesículas aéreas. La plasticidad morfológica de la especie en la producción de módulos y el alargamiento de ramas reducen la interferencia entre plantas vecinas, permitiendo su crecimiento en condiciones de alta densidad de individuos. La mayoría de las poblaciones se

desarrollan mejor cerca de la superficie y a profundidades entre los 6-15 m hasta un máximo de 25 m dependiendo de la turbidez, del sustrato disponible, y la competencia. La especie también se reproduce sexualmente (en verano) presentando una elevada tasa de fecundidad dependiente de la temperatura cuyo óptimo es de 25 °C. Además, esta alga parda es resistente a un elevado rango de temperaturas (3-30 °C) y salinidades (6,8-34‰) que le permiten ocupar rápidamente diversas zonas del litoral.

Distribución: Apareció en las costas inglesas en el año 1971. No obstante se piensa que haya llegado desde la costa francesa donde se detectó en 1976 tras su introducción accidental en los años 60 importando ostras desde Columbia Británica o Japón. Desde allí colonizó las costas del Norte de Europa así como las cantábricas y atlánticas apareciendo por primera vez en las costas españolas en el año 1985, dispersándose por todo el territorio e invadiendo tanto la zona intermareal como la sublitoral.

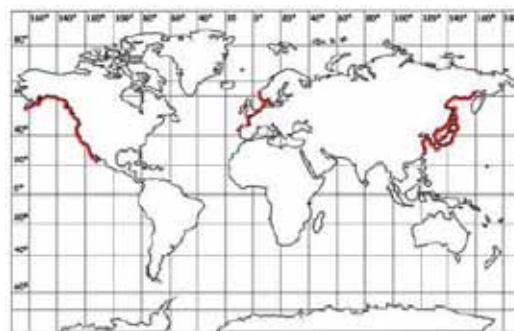


Figura 35 Mapa de distribución mundial de *Sargassum muticum* (Fuente: Martínez & Adarraga 2006)

Siempre a través de la importación de ostras (Laguna de Thau, Francia) la especie habría llegado al Mar Mediterráneo donde ha sido localizado en España, Francia e Italia.

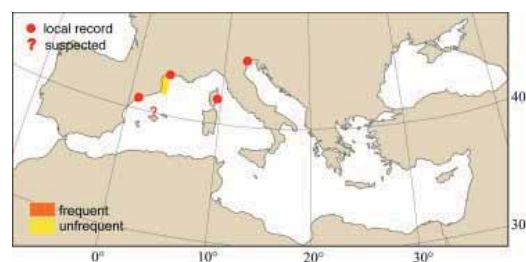


Figura 36: Mapa de distribución de *Sargassum muticum* en el Mar Mediterráneo. (Fuente: Verlaque et al. www.ciesm.org/atlas/appendix4.html)

Tipo de introducción: Involuntaria.

Vía de entrada: Importaciones de ostras y mejillones para cultivo. La dispersión puede producirse por las corrientes, redes de pesca, cabos, anclas, etc.

Impacto: El sargazo reemplaza a las especies nativas gracias a su rápido crecimiento y elevada fertilidad, densidad y biomasa, provocando cambios en la composición de la flora y la fauna y alterando los niveles de oxígeno disuelto en el agua. Un ejemplo de esto lo constituye el remplazamiento de *Laminaria saccharina* y *Zoostera marina* en las costas francesas (Grancamp). Además de su impacto ecológico puede tener un fuerte impacto socioeconómico pues su rápido desarrollo obstaculiza la entrada de luz en los criaderos de moluscos afectando su desarrollo y provocando considerables pérdidas económicas. Así mismo puede afectar a la pesca colapsando la redes de pesca e interferir con las actividades de recreo y el turismo al formar grandes masas que van a la deriva hacia la costa. La especie está catalogada como una de las nueve EEI marinas más peligrosas para el Mediterráneo

Fuentes: Verlaque 1994; Arenas 1995; Wallentinus 1999; Boudouresque & Verlaque 2002; Martínez & Adarraga 2006, Strefitaris & Zenetos 2006; Verlaque *et al.* (en línea).

Caulerpa racemosa var. *cylindracea*

Clase: Bryopsidophyceae, Orden: Bryopsidales, Familia: Caulerpaceae, Nombre científico: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman and Boudouresque, 2003

Origen: Australia (costa sur occidental).

Descripción: Microalga verde que posee un cauloide en forma de estolón reptante sobre el cual se insertan las frondas. Las pinnulas son semiesféricas e infladas y se caracterizan por un aspecto racemoso. Se dispersa rápidamente por propagación vegetativa mediante fragmentación al azar y por propágulos especializados que, como los fragmentos, son transportados por las corrientes, embarcaciones, redes, etc. La fragmentación puede producirse en cualquier parte del alga por causas naturales y/o antrópicas. La reproducción sexual ocurre con una baja producción de planozigotos.

Distribución: Esta especie, procedente del Mar Rojo, penetró en el Mediterráneo Oriental a través del Canal de Suez. Se detectó por primera vez su presencia en 1926, pero la variedad invasora fue introducida más recientemente y corresponde a otra especie endémica de la localidad australiana de Perth, denominada *C. racemosa* var. *cylindracea*. Esta nueva variedad resultó ser especialmente agresiva: en 12 años ha colonizado las costas de 12 países (incluidas las costas de Canarias) y no parece haber indicios de su regresión. La colonización del Mediterráneo Occidental no se inicia hasta 1991 (Trípoli, Libia), mostrando un comportamiento invasor más agresivo e imparable y

posteriormente aparece en 1998 en Baleares, en 1999 en Castellón, en 2001 llega a las costas de Alicante y en 2005 alcanza las costas de la Región de Murcia, donde actualmente muestra una activa expansión.

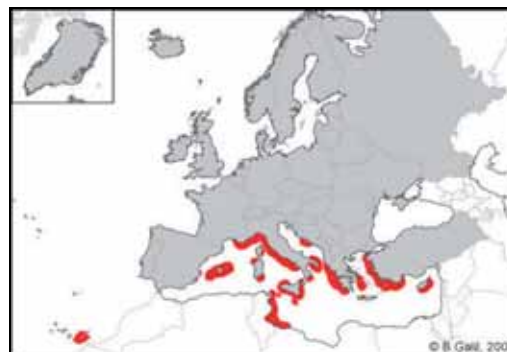


Figura 37: Mapa de distribución de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. (Fuente: DAISIE 2008c).

Tipo de introducción: Accidental.

Vía de entrada: Navegación marítima y comercio (acuariofilia).

Impacto: La tasa de crecimiento vegetativo de *C. racemosa* es cuatro veces superior a la de *C. taxifolia* y, a diferencia de ésta, produce propágulos sexuales viables que multiplican la probabilidad y la velocidad de dispersión. La especie muestra una amplia valencia ecológica, siendo tolerante a la contaminación y desarrollándose sobre un amplio rango de profundidades (0-60 m) y es capaz de colonizar todo tipo de sustratos y biocenosis fotófilas infralitorales y circalitorales. En poco tiempo forma un denso tapiz sobre el fondo colonizado que impide la difusión de oxígeno al sedimento volviendo el ambiente tóxico para multitud de especies epibentónicas e infaunales de la biocenosis original. En Chipre por ejemplo, donde la especie fue observada por primera vez en 1991, en apenas seis años reemplazó a *Posidonia oceanica*. Por otro lado se ha señalado su impacto negativo sobre la pesca debido a la obstrucción de las redes por los fragmentos. Su crecimiento está relacionado con la Tª del agua, observando un descenso en su crecimiento durante los meses de invierno. Un aumento de la Tª derivado del cambio climático, hace esperar un aumento en la expansión y virulencia de esta especie. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE y está catalogada como una de las nueve EEI marinas más peligrosas para el Mediterráneo.

Fuentes: Boudouresque & Verlaque 2002; Verlaque *et al.* 2003; Ruiz Fernández *et al.* 2006 y 2009; Strefitaris & Zenetos 2006; DAISIE 2008c; Klein & Verlaque 2008.

Seiridium cardinale

Clase: Ascomycetes, Orden: Xylariales, Familia: Amphispheariaceae, Nombre científico: *Seiridium cardinale* (Wagner) Sutton et Gibson (1972)

Origen: desconocida

Descripción: *Seiridium cardinale* es un hongo microscópico endoparásito, que se instala en los espacios intravasculares de la planta y que origina el chancro del ciprés, enfermedad grave y de fácil expansión. Es una especie resistente a las bajas temperaturas, que tiene una elevada esporulación en los períodos húmedos. Con una elevada capacidad de reproducción, *S. cardinale* es la especie más termofílica, siendo su óptimo para infectar de unos 25°C.

Distribución: La enfermedad fue descrita por primera vez en 1928 en California, por Wagner y causó una afección tan masiva que se tuvieron que talar unos 30.000 árboles en el intento de contenerla. Posteriormente se detectó en Francia en 1944 e Italia en 1951. Más adelante, se notificó su presencia en otros países, incluido España, en 1969 donde actualmente está distribuido por el centro y sur de la Península tanto en masas forestales, como en setos ornamentales, viveros y plantaciones forestales.



Figura 38. Mapa de distribución de *Seiridium cardinale*. (Fuente: DAISIE 2008d).

Tipo de introducción: accidental

Vía de entrada: Comercio de plantas ornamentales. Actualmente, ésta parece ser la principal vía de dispersión a larga distancia. Otra hipótesis para su llegada al Sur de Europa apunta al transporte de municiones durante la segunda guerra mundial que se efectuaba en cajas fabricadas con madera de ciprés. La dispersión natural se produce por el viento, la lluvia y los insectos. Otro elemento de dispersión lo constituyen las herramientas de poda contaminadas.

Impacto: El patógeno afecta a varias especies de *Cupressus*, tales como *Cupressus sempervirens* en Europa (nativa de la zona mediterránea, *C. sempervirens*, se muestra como altamente sensible a esta enfermedad),

Chamaecyparis, *Cryptomeria*, *Cupressocyparis*, *Juniperus* y otras Cupresáceas. Ha diezmodado la población de cipreses en el sur de Europa, siendo especialmente severa en zonas de Grecia, Italia y sur de Francia, con la subsecuente erosión del suelo en las zonas afectadas y con pérdida del valor paisajístico. Por otro lado, el comercio ornamental de cipreses ha sufrido el impacto económico derivado de las pérdidas resultantes de esta enfermedad. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuentes: Jiménez Verdú 1991; Varés Merino 2007; DAISIE 2008d.

Azolla filiculoides (helecho de agua)

Clase: Filicopsida, Orden: Salviniiales, Familia: Azollaceae, Nombre científico: *Azolla filiculoides* Lam.

Origen: América del Sur

Descripción: Es un pequeño pteridofito acuático, perenne y no enraizado, que vive flotando en aguas tranquilas, dulces y ricas en nutrientes. Se encuentra tanto en masas de agua continentales naturales como artificiales (canales, arrozales, etc.). Toma los nutrientes del agua mediante absorción, estando limitado su crecimiento por la concentración de fósforo. Sin embargo, cuando este elemento está disponible en el agua (por ejemplo como consecuencia de lixiviados de cultivos), *Azolla* crece rápidamente duplicando su biomasa en tres días. Es una especie termófila tremendamente fértil, pudiendo multiplicarse vegetativamente mediante fragmentación mientras que su reproducción sexual mediante esporas es escasa. Resiste los fríos invernales y puede sobrevivir sobre lodos húmedos. Es una especie nitrófila, que puede verse favorecida por la eutrofización de las aguas.

Distribución: La especie está presente en la totalidad del continente americano, Australia, Nueva Zelanda, Asia Tropical, Islas del Pacífico, Sudáfrica y Europa.



Figura 39 Mapa de distribución de *Azolla filiculoides* en España (Fuente: Sanz-Elorza et al. 2004)

En la Península Ibérica aparece dispersa por diferentes localidades aunque preferentemente en los arrozales atlánticos portugueses y mediterráneos (Tarragona y Huesca). Su presencia ha sido observada en Andalucía Occidental, Castilla La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Extremadura, Galicia.

Tipo de introducción: Accidental

Vía de entrada: Posiblemente como contaminante de partidas de semilla de arroz. Sucesivamente su empleo como planta ornamental ha favorecido su dispersión.

Impacto: Forma densos tapices en la superficie del agua, alterando su composición físico-química, provocando la desaparición de la vegetación sumergida, produciendo anoxia en las zonas más profundas. Mantiene relaciones simbióticas con cianofitas (algas verdeazuladas) como *Anabaena azollae*, que vive en las cavidades de la cara inferior de sus hojas, y que es capaz de fijar nitrógeno atmosférico (entre 3-5 kg de Nitrógeno por Ha en un medio óptimo), por lo que produce una rápida eutrofización de las aguas. La alteración del medio físico provocado por esta especie puede acabar repercutiendo sobre la entera comunidad biótica asociada a las masas de agua invadida. Por otra parte puede bloquear canales y redes de drenaje, generando problemas en instalaciones hidráulicas debido a la acumulación de individuos. Un aumento en la temperatura podría favorecer su reproducción sexual dando lugar a la aparición de individuos mejor adaptables y/o resistentes.

Fuentes: Sanz-Elorza *et al.* 2004.

***Spartina densiflora* (espartillo)**

Clase: Liliopsida, Orden: Cyperales, Familia: Poaceae, Nombre científico: *Spartina densiflora* Brongn. 1829

Origen: Sudamérica

Descripción: Herbácea perenne, que crece erecta (27-150 cm) en matas densas. Es una especie generalista y muy agresiva con una elevada plasticidad fisiológica que le permite adaptarse a un amplio rango de factores como salinidad, horas de inundación etc. y la vuelve capaz de asentarse en diferentes hábitats: desde los fangos desnudos intermareales en zonas bajas, hasta zonas de marisma alta donde las mareas llegan excepcionalmente, utilizando los canales maréales como principales vías de acceso.

Distribución: La especie es invasora en Norte América, Norte de África, China y Nueva Zelanda. En Europa su presencia se restringe al suroeste de la Península Ibérica (costas de

Huelva, Cádiz y del Algarve) habiéndose citado por primera vez en España en la provincia de Huelva desde donde se habría expandido.

Tipo de introducción: Accidental.

Vía de entrada: Posiblemente a través del comercio de madera.

Impacto: Representa actualmente una de las especies invasoras más importantes de zonas de marismas, ya que ocupa grandes extensiones y se distribuye en una gran diversidad de hábitats. Se trata de una especie clonal, con una eficaz reproducción vegetativa y vigorosos propágulos, una alta capacidad competitiva y un tipo de crecimiento en falange, caracterizado por la creación de una alta densidad de tallos que dificultan mucho la colonización por otras especies, dando lugar a valores de biodiversidad muy bajos en los hábitats que invade. Por otra parte, afecta la dinámica hidráulica y sedimentaria de las marismas, aumentando la tasa de sedimentación y modificando la red de drenaje de la marisma. Alteraciones de los ciclos de energía y nutrientes y la hibridación con la especie autóctona *Spartina maritima* (*S. alterniflora x townsendii*) son otros efectos negativos derivados de la invasión de este neófito sudamericano. Además esta especie puede almacenar en sus tejidos metales pesados triplicando las concentraciones que aparecen en el sedimento comportando la introducción de dichos contaminantes en la red trófica. *S. densiflora* es actualmente considerada la especie invasora que más está deteriorando la calidad ecológica de las marismas costeras andaluzas y una de sus mayores amenazas. No obstante, su impacto no sólo es ecológico. Las marismas andaluzas poseen un elevado valor sociocultural para las poblaciones locales que desarrollan en ella actividades tradicionales, relacionadas en algún caso con aspectos económicos, como el marisqueo, la extracción de sal y la pesca. Por tanto la terrestrialización de las marismas, el bloqueo de sus canales, la pérdida de biodiversidad y la modificación del paisaje tienen también un importante impacto socio-económico. Además, las marismas se han vuelto en un importante atractivo para el turismo de naturaleza, un sector que podría verse afectado como consecuencia de la invasión.

Fuentes: Bortolus 2006; Mateos *et al.* 2006; Mateos Naranjo 2008; Castillo *et al.* 2010; Luque *et al.* 2010.

***Eichhornia crassipes* (jacinto de agua)**

Clase: Liliopsida, Orden: Liliales, Familia: Pontederiaceae, Nombre científico: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms 1883

Origen: Cuenca del Amazonas y del río Paraná

Descripción: Planta acuática perenne. Presenta hojas ovaladas de color verde brillante que se reúnen en forma de roseta. Poseen pecíolos esponjosos con celdas llenas de aire que le permiten flotar. Las raíces, muy desarrolladas cuelgan debajo de la roseta. Tienen un grueso rizoma leñoso del que se desprenden las raíces laterales. Se reproduce tanto vegetativa como sexualmente. Se desenvuelve bien en un rango de temperaturas entre los 18 y los 30 °C, con un óptimo entre los 22 y los 25 °C. Su principal forma de dispersión es por medio de propágulos o ejemplares completos que son arrastrados por las corrientes.

Distribución: La especie se encuentra naturalizada en 56 países y en Europa sólo en Italia, Portugal y España. Ha sido observado en cuatro provincias españolas (Cáceres, Alicante, Castellón y Tarragona): También se ha detectado su presencia en las Islas Baleares de donde ha sido erradicado.



Figura 40 Mapa de distribución de *Eichhornia crassipes* en España (Fuente: Sanz-Elorza *et al.* 2004)

Tipo de introducción: negligente.

Vía de entrada: suelta o escape, comercio de plantas ornamentales.

Impacto: Está considerada como invasora en más de 50 países del mundo. Obstruye los cursos de agua que invade, desplazando la vegetación nativa, provocando efectos de anoxia en las aguas con el consiguiente impacto sobre las comunidades fluviales nativas. Provoca impactos socioeconómicos, incrementa el riesgo de inundaciones y provee de un hábitat óptimo a especies de mosquitos. Es relativamente resistente al frío y puede sobrevivir en aguas abiertas. Las plantas acuáticas invasoras podrían beneficiarse de la creciente estacionalidad y del

aumento más marcado de los ciclos húmedos y secos. Menos heladas en invierno y las fluctuaciones en los niveles de agua pueden provocar la expansión de EEI como el jacinto de agua, una invasión que podría ser exacerbada por la introducción de plantas resistentes a las heladas producidas en la actualidad en Holanda para el comercio. Además, un clima más templado podría causar una explosión en la actividad sexual del jacinto de agua -cuya reproducción en las áreas invadidas ocurre generalmente por propagación clonal, un rasgo común en plantas acuáticas- dando lugar a una mayor variabilidad genética que podría aumentar la resistencia de esta especie.

Coste económico derivado de su control: la eliminación de esta especie en el río Guadiana supuso una inversión de 6.700.000 €/año en el periodo 2006-2007 y de 6.400.00 €/año en el periodo 2007-2008 por parte del Ministerio de Medio Ambiente, a lo que se sumó una inversión de 1.00.000 € en el año 2006 y 600.000 € en el año 2007 por parte del Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales.

La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuentes: Barret 2000, Sanz-Elorza *et al.* 2004; PlantLife 2005; GEIB 2006.

***Gomphocarpus fruticosus* (planta de la seda)**

Clase: Magnoliopsida, Orden: Gentianales, Familia: Asclepiadaceae, Nombre científico: *Gomphocarpus fruticosus* (L.) Ait. F.

Origen: Sur de África (región capense).

Descripción: Es una planta arbustiva muy termófila de flores blanquecinas y frutos globosos que aparece en terrenos baldíos, riberas y ramblas. Su tamaño y elevado vigor le permiten ocupar amplias áreas de terreno rápidamente, llegando a entremezclarse con la vegetación nativa e incluso a desplazarla en algunos puntos, especialmente en situaciones que desfavorezcan a las nativas, como los períodos de sequía.

Distribución: Se considera invasoras en Australia, Nueva Zelanda, Estados Unidos, Perú, Albania, Francia, Grecia, Italia, ex Yugoslavia, y Portugal. En España se encuentra distribuido por toda la línea costera desde Girona hasta Huelva, así como en los archipiélagos baleares y canario.



Figura 41 Mapa de distribución de *Gomphocarpus fruticosus* en España. (Fuente: Sanz-Elorza et al. 2004)

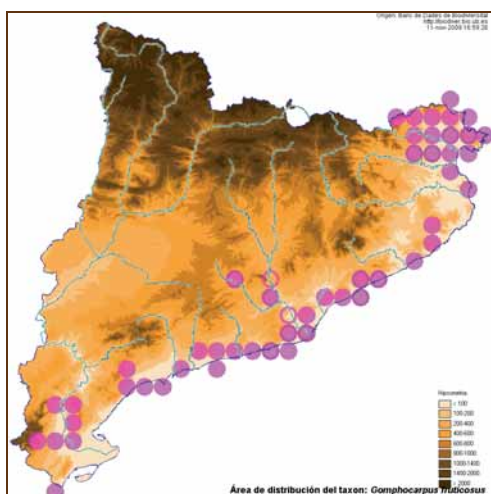


Figura 42: Mapa de distribución de *Gomphocarpus fruticosus* en Cataluña (Fuente: BDBC).

Coordenadas seguras en Cataluña: 31T_BE_88, 31T_BF_71, 31T_BF_81, 31T_BF_83, 31T_BF_91, 31T_BF_92, 31T_BF_93, 31T_CF_24, 31T_CF_25, 31T_CF_34, 31T_CF_44, 31T_CF_55, 31T_CF_66, 31T_CF_75, 31T_CF_76, 31T_CF_86, 31T_CF_96, 31T_CG_80, 31T_DF_06, 31T_DF_09, 31T_DF_16, 31T_DF_17, 31T_DF_27, 31T_DF_28, 31T_DF_39, 31T_DF_49, 31T_DF_59, 31T_DG_50, 31T_DG_60, 31T_DG_79, 31T_DG_81, 31T_DG_87, 31T_DG_88, 31T_DG_89, 31T_DG_92, 31T_DG_93, 31T_DG_97, 31T_DG_98, 31T_DG_99, 31T_EG_06, 31T_EG_07, 31T_EG_08, 31T_EG_09, 31T_EG_15, 31T_EG_17, 31T_EG_18, 31T_EG_19, 31T_EG_28, 31T_EH_00.

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Introducida como planta ornamental.

Impacto: Ha invadido espacios naturales protegidos como el Parque Nacional de Doñana, y otras áreas de indudable valor ecológico como diversas zonas riparias de Baleares o las rieras del sur de Cataluña, así como Doñana y las islas Canarias. La expansión de esta especie parece no estar asociada a alteraciones producidas por el hombre, sino que se vincula a los ciclos de sequía. Se trata además de una especie tóxica pudiendo alterar la red trófica a pequeña escala.

Fuentes: Sanz-Elorza et al. 2004

Baccharis halimifolia (carquejo)

Clase: Magnoliopsida, Orden: Asterales, Familia: Compositae, Nombre científico: *Baccharis halimifolia* L.

Origen: Norteamérica (costa atlántica)

Descripción: Planta arbustiva con inflorescencias en racimo y con raíces que presentan un elevado desarrollo lateral. Se reproduce vegetativamente por medio de rebrotes desde las raíces. Está considerada como uno de los productores de semillas más prolíficos jamás registrados fácilmente dispersables a larga distancia por el viento y los cursos de agua. Sus semillas germinan fácilmente al estar expuestas a la luz, lo que le favorece la colonización de áreas relativamente desnudas. Presenta habilidad para producir semillas viables bajo condiciones de escasa luminosidad (menor número de semillas pero con una tasa de germinación más elevada) y un amplio rango de tolerancia a las condiciones de salinidad y nutrientes del suelo, incluyendo tolerancia a rangos de pH de 3,8 a 8,2, y salinidades de 0 a 2%. Sobrevive a las inundaciones y desecaciones periódicas, y produce rápidamente nuevos rebrotes desde la base después del fuego u otros percances.

Distribución: Es una especie invasora en Australia y en Europa donde ha colonizado las costas atlánticas. Se cita por primera vez en la cornisa cantábrica a mediados de 1950; a partir de la década de los 80 comienza a invadir grandes áreas naturales, naturalizándose y desplazando a las especies autóctonas.



Figura 43 Mapa de distribución de *Baccharis halimifolia* en España (Fuente: Sanz-Elorza et al. 2004)

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Comercio de plantas ornamentales, jardinería.

Impacto: Es considerada por diversos autores como una especie con elevada capacidad de transformar los ecosistemas de estuarios, colmatando las marismas gracias a la capacidad que muestran sus raíces de retener los sedimentos. Desplaza a la flora autóctona compitiendo eficazmente para los recursos y

creciendo en grupos densos. Así mismo la modificación de la dinámica natural de los ecosistemas comporta una importante pérdida de biodiversidad en términos de fauna asociada. La especie es alergógena y tóxica.

Fuentes: Sanz-Elorza *et al.* 2004, GEIB 2006

***Reynoutria japonica* (reynoutria)**

Clase: Magnoliopsida, Orden: Polygonales, Familia: Polygonaceae, Nombre científico: *Reynoutria japonica* Houtt.

Origen: Japón, Taiwán y NE de China.

Descripción: Planta herbácea perenne que puede alcanzar los 3 m de altura. Presenta crecimiento muy rápido y su reproducción vegetativa es favorecida por la presencia de órganos subterráneos de reserva que acumulan almidón. La polinización es entomófila y su principal vía de dispersión es antropócora. Su semilla parece inviable en España.

Distribución: Se considera invasora en Estados Unidos, Nueva Zelanda y en varios países del centro y del norte de Europa. En España está presente en el País Vasco, Navarra, Cantabria, Asturias y Galicia y Castilla y León.

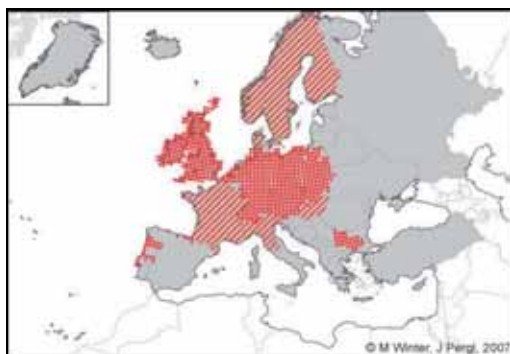


Figura 44: Mapa de distribución de *Reynoutria japonica*. (Fuente: DAISIE 2008e).



Figura 45 Mapa de distribución de *Baccharis halimifolia* en España (Fuente: Sanz-Elorza *et al.* 2004)

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Agricultura y apicultura (como potencial cultivo forrajero y melífero), jardinería (como planta ornamental).

Impacto: Esta especie ha sido descrita como una de las especies alóctonas más persistentes y agresivas. Se encuentra generalmente en zonas ruderales, y riparias. En los ecosistemas de ribera provoca daños a la vegetación ribereña al competir activamente por la luz y el espacio, alterando la composición del suelo y mediante la liberación de compuestos químicos alelopáticos. Su impacto económico también es considerable al desestabilizar los cauces fluviales, reduciendo la capacidad de desagüe de ríos y canales, y uniformando el paisaje. Puede llegar a disminuir el valor de los pastos afectando al sector ganadero. Sus rizomas provocan importantes daños en muros, cimientos de construcciones, pavimentos, carreteras, etc. Se ha encontrado que la temperatura (temperatura mínima) y la duración de la estación de crecimiento controlan la distribución de *Reynoutria*. La humedad es un factor crítico para su supervivencia y un aumento en las precipitaciones podría favorecer su adaptación y expansión en nuevas áreas. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE y en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuentes: Sanz-Elorza *et al.* 2004, DAISIE 2008e

Robinia pseudoacacia

Clase: Magnoliopsida; Orden: Fabales; Familia: Fabaceae; Nombre científico » *Robinia pseudoacacia* L.

Origen: Sureste de Estados Unidos.

Descripción: Árbol caducifolio que puede alcanzar los 25 m de altura. Es una especie pionera, que requiere buena insolación, poca competencia y suelos bien drenados. Sin embargo admite un amplio tipo de suelos, y una vez que se ha desarrollado bien su sistema radicular, soporta elevados niveles de sequía. Se puede encontrar comúnmente en áreas perturbadas como cultivos abandonados, bosques degradados, bordes de carreteras, etc.

Distribución: Estados Unidos, Canadá, África, Asia, Sudamérica, Australia, Nueva Zelanda, Oriente Medio (algunos países) y Europa. Se introdujo en España en el siglo XVIII. Desde entonces se ha naturalizado en muchos lugares dispersos de la Península y de los archipiélagos.

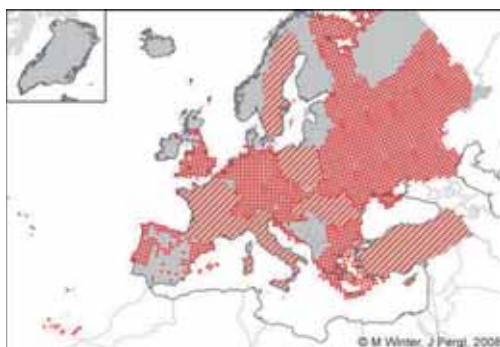


Figura 46 Mapa de distribución de *Robinia pseudoacacia*. (Fuente: DAISIE 2008f)



Figura 47 Mapa de distribución de *Robinia pseudoacacia*. En España. (Fuente: Sanz-Elorza et al. 2004)

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Jardinería (introducida como planta ornamental)

Impacto: Como resultado de su crecimiento agresivo, de su rápida germinación y desarrollo de las plantulas y de un extenso aparato radical que le permite una eficaz reproducción vegetativa, *Robinia pseudoacacia* desplaza a la vegetación autóctona, y se sustituye a ella alterando la composición forestal y modificando el ecosistema. Apta para crecer en condiciones extremas, esta especie puede llegar a modificar las propiedades químicas del suelo. Su capacidad para fijar nitrógeno y la rápida descomposición de sus hojas producen un incremento elevado de la concentración de nutrientes, sin embargo éstos no pueden ser aprovechados por otras especies (exceptuando algunas nitrófilas) debido al rápido crecimiento de *Robinia* y su elevado consumo de nutrientes. Su rápido desarrollo favorece además la creación de zonas de sombra que impiden el desarrollo de plantas heliofitas y en general (diferentemente de lo que ocurre en su área de distribución natural) pocas especies arbóreas logran sustituirse a la *Robinia* (llegar a una posición dominante) en las fases sucesiva de una sucesión ecológica. La invasión y dominancia de la *Robinia* puede interferir

también en los procesos de polinización. Gracias a sus flores olorosas y cargadas de néctar, *Robinia pseudoacacia* atrae a los insectos (especialmente las abejas) compitiendo de esta forma con las plantas nativas. *Robinia pseudoacacia* es además una especie alergogénica y tóxica.

La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE

Fuentes: Sanz-Elorza et al. 2004, GEIB 2006; DAISIE 2008f

Alexandrium catenella

Clase: Dinophyceae, Orden: Gonyaulacales, Familia: Goniomataceae, Nombre científico: *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech 1985

Origen: NW del Océano Pacífico

Descripción: Organismo unicelular aunque aparezca frecuentemente unido en cortas cadenas de 2, 4 u 8 células. Se reproduce tanto asexual como sexualmente y puede producir quistes resistentes. Esta especie pelágica ocupa el estrato superior de las aguas costeras y de estuarios y se dispersa con las corrientes. A pesar de ser considerada una especie de aguas frías, que raramente aparece a temperaturas superior a los 12°C, en el Mediterráneo no sólo sobrevive a Tª superiores a los 20°C sino que aparecen blooms. Las condiciones óptimas para su desarrollo generadas de forma experimental son un rango de salinidad entre los 30-35 ppt, un pH de 8.5 y temperaturas de 20-25°C.

Distribución: Ampliamente distribuido a nivel mundial se está expandiendo rápidamente en el Mar Mediterráneo.



Figura 48: Mapa de distribución de *Alexandrium catenella*. (Fuente: DAISIE 2008g).

Tipo de introducción: Accidental.

Vía de entrada: Navegación marítima (aguas de lastre).

Impacto: Esta especie es responsable de la aparición de las mareas rojas, peligrosas para la

salud de peces, aves y mamíferos, incluido el hombre. Produce una toxina de efectos neurológicos potencialmente que puede resultar letal tras el consumo de marisco contaminado. Las pérdidas económicas derivadas de su presencia en la acuicultura y el mercado de marisco son elevadas. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuentes: (Fuente: DAISIE 2008g)

***Dreissena polymorpha* (mejillón cebra)**

Clase: Bivalvia, Orden: Veneroidea, Familia: Dreissenidae, Nombre científico: *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771.

Origen: Región pontocáslica.

Descripción: Molusco bivalvo de tamaño pequeño (unos 3 cm en fase adulta) con concha triangular surcada por un dibujo irregular de bandas oscuras y blancas en zig-zag. Se sujeta al sustrato mediante el biso, formando racimos densos y de gran extensión. Habita en aguas dulces, aunque también resiste las aguas salobres, prefiriendo las aguas estancadas y con poca corriente. Es especialmente tolerante a los cambios de salinidad y temperatura, resistiendo condiciones de sequía durante unos 5-6 días. La temperatura mínima para sobrevivir es de 0°C, para alimentarse de 5°C, para crecer de 10°C y para reproducirse de 12°C. Se alimenta de fitoplancton. Son unisexuales aunque se han constatado casos de hermafroditismo. Presentan una elevada fertilidad: cada puesta es de unos 40.000 huevos: Dispersan en forma de larva planctónica, que se convierte en un juvenil en un mes. Un mejillón cebra puede producir hasta un millón de descendientes en un año.

Distribución: Norte América y Europa. Apareció por primera vez en aguas españolas en el meandro de Flix y el embalse de Ribarroja (Tarragona) en el año 2001. Actualmente se encuentra en cuatro cuencas hidrográficas diferentes (Ebro, Júcar, Segura y Guadalquivir).



Figura 49: Mapa de distribución de *Dreissena polymorpha* en el Ebro. (Fuente: CHE).



Figura 50: Mapa de distribución de *Dreissena polymorpha* en el Ebro. (Fuente: CHE).

Tipo de introducción: Accidental

Vía de entrada: Su vía de entrada está relacionada con el uso del agua (por medio de aguas de lastre, adherido a los cascos de embarcaciones de recreo o al material utilizado para pesca, etc.).

Impacto: Causa un gran desequilibrio ecológico al cubrir y tapizar todo el sustrato natural y artificial que encuentra a su paso: lecho fluvial, cantos rodados y rocas, vegetación de ribera, conchas de bivalvos autóctonos. Alimentándose de fitoplancton, compite con otras especies autóctonas por este alimento desplazándolas, y afecta a la calidad de las aguas incrementando el nivel de materia orgánica. Cambia la características físico-químicas del agua (disminución de la concentración de oxígeno aumento en la transparencia de la columna de agua, incremento de la proporción entre N/P) y altera drásticamente las características del sustrato de los fondos de los ríos, de las playas de ribera y de los sedimentos fluviales del cauce fluvial por la acumulación de miles de valvas de los especímenes muertos. Como consecuencia de estas alteraciones la flora y fauna silvestres asociadas al ecosistema acuático resultan fuertemente perjudicadas. Entre ellas dos especies de náyades (bivalvos de agua dulce) una de las cuales (*Margaritifera auricularia*) está en peligro de extinción. La explosión demográfica de esta especie en los ecosistemas fluviales invadidos supone un gran riesgo de desastre no sólo ecológico, sino también socioeconómico a corto y medio plazo. El impacto económico radica en la obturación de todo tipo de conducciones (agua potable, industrias, centrales hidroeléctricas y nucleares, etcétera) tapizando construcciones hidráulicas de todo tipo, turbinas, desagües, depósitos, cascos, motores y anclas de embarcaciones, embarcaderos, industrias, centrales hidroeléctricas, plantas potabilizadoras de agua,

presas, azudes, acequias y canales de riego, canales de entrada y salida de centrales energéticas, etc.; e incluso llega a obstruir totalmente cañerías, tuberías, conductos de irrigación y conducciones hidráulicas en general. Así mismo, el mejillón cebra ha actuado como vector para la introducción de *Phyllodistomum folium*, un trematodo nuevo para el Ebro que afecta el sistema urinario de los peces y se ha citado como primer eslabón (huésped) del parásito *Bucephalus polymorphus*, un trematodo responsable de la bucefalosis larvaria cuyo ciclo se completa sobre especies de peces también presentes en el Ebro como la lucioperca (*Sander lucioperca*) y el rutilo (*Rutilus rutilus*) afectando en general a peces ciprínidos pércidos y centráquidos. El cambio climático predice un incremento en los periodos de tiempo cálido (IPCC 2007) lo cual significa que lagos, ríos y embalses podrán tener un uso recreativo durante periodos más largos del año, aumentando, por tanto, periodo durante el cual las embarcaciones de recreo y los pescadores pueden dispersar el mejillón cebra. Por otro lado, la turbidez del agua parece ser limitante para el mejillón cebra así como la velocidad de los cursos de los ríos. Si las lluvias torrenciales aumentan bajo los escenarios de CC, por alteraciones en el régimen de las precipitaciones combinado con cambios en los usos del suelo, las condiciones pueden ser más estresantes para esta especie que se verá perjudicada. Si los cambios en la hidrología incluyen más inundaciones y más sequías puede ser que las poblaciones de mejillón se estabilicen y sean más fáciles de gestionar. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE y en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuentes: Confederación Hidrográfica del Ebro 2006; GEIB 2006; Peribañez et al. 2006; DAISIE 2008h; Desma Estudios Ambientales 2009.

***Pomacea canaliculata* (caracol manzana)**

Clase: Gastropoda, Orden: Architaenioglossa, Familia: Ampullariidae, Nombre científico: *Pomacea (pomacea) canaliculata* (Lamarck, 1819)

Origen: Sudamérica

Descripción: Es un caracol de agua dulce de grandes dimensiones (hasta 10 cm) que habita en humedales, cursos de agua, lagos y zonas agrícolas (canales de riego y zonas encharcadas) prefiriendo aguas lentas y donde se alimenta de plantas acuáticas y cultivadas. Tolera amplias fluctuaciones de la calidad del agua, e incluso una baja salinidad. En condiciones óptimas

(temperatura y abundancia de alimentos) es capaz de reproducirse durante todo el año (cada puesta consiste en un número medio entre 200 y 600 huevos). Las densidades que pueden llegar a alcanzar son extremadamente elevadas llegando hasta los 150 individuos por m².

Distribución: La especie se encuentra distribuida en Filipinas, China, Corea del Sur, Japón, Malasia, Tailandia, Indonesia, Vietnam, Laos, Papua-Nueva Guinea y Estados Unidos (Texas, California e islas Hawaii). En España su presencia fue detectada en 2009 en la zona de Delta del Ebro, entre los municipios de l'Aldea, y Camarles; donde se puede encontrar en los márgenes del propio río y en diferentes canales de riego.

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Acuariofilia. Posible escape de un criadero.

Impacto: Desde la perspectiva medioambiental el caracol manzana compite con las especies autóctonas y destruye la vegetación acuática nativa, llegando a modificar profundamente las funciones de los ecosistemas en los cuales se encuentra (alteración del ciclo de nutrientes que favorece los *blooms* algales). El caracol manzana es además huésped intermedio del nematodo *Angiostrongylus cationensis* un agente capaz de causar meningitis en los humanos. Estudios de modelos climáticos han evidenciado que la especie puede seguir expandiéndose donde ya está presente, y que puede alcanzar también India y Australia.

Su impacto económico sobre los arrozales del elta del Ebro podría ser dramático.

Su impacto sobre los cultivos de arroz del sureste asiático ha sido devastador. En la actualidad, en Filipinas, esta plaga, ya conocida desde los años 50 en Surinam, es considerada por los cultivadores de arroz el enemigo número uno, habiendo provocado en un solo año (1990) pérdidas estimadas entre 28 y 45 millones de dólares americanos.

La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuentes: GEIB 2009.

***Procambarus clarkii* (cangrejo rojo americano)**

Clase: Malacostraca, Orden: Decapoda, Familia: Cambaridae, Nombre científico: *Procambarus clarkii* Girard, 1852.

Origen: Noroeste de México y Centro y Sur de Estados Unidos.

Descripción: Con caparazón y ojos pigmentados y coloración variable entre rojo y gris azulado este cangrejo puede alcanzar tallas de 10-12 cm. Se suele encontrar en aguas no demasiado frías, como ríos de curso lento, marismas, estanques, sistemas de riego y campos de arroz. Es omnívoro y saprófita. La disponibilidad de recursos y la temperatura del agua condicionan su desarrollo que es mayor con temperaturas de 21-27 °C.

Distribución: Ha sido introducido en al menos 15 estados de EEUU, Asia, África y Europa. En España, donde fue introducido en 1974 se encuentra en todo el territorio incluyendo también los archipiélagos de Canarias y Baleares.



Figura 51: Mapa de distribución de *Procambarus clarkii*. (Fuente: DAISIE 2008i).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Acuicultura. A su expansión han contribuido sueltas ilegales además de su propia capacidad de dispersión natural.

Impacto: Ha sido el vector de la introducción del hongo *Aphanomyces astaci*, causante de la afanomicosis, enfermedad mortal para los cangrejos de río ibéricos. En España *P. clarkii* ha desplazado al cangrejo de río autóctono (*Austropotamobius italicus*) en casi todos los cursos de agua, que ha quedado confinado a los cursos más altos de algunos ríos de Castilla León, País Vasco, La Rioja y otras regiones del norte, donde al agua es más fría. Mina el ecosistema bien transformando el medio por sus hábitos escarbadores, bien por la presión del forrajeo que puede llegar a desestructurar la red trófica y afectar la productividad del ecosistema. Estos cambios en el ecosistema generan una serie de efectos en cadena que afectan a la

comunidad biótica asociada a la masa de agua. En zonas donde se ha introducido se ha observado además una disminución en las poblaciones de anfibios ya que consume tanto sus huevos como individuos no adultos. Pese a algunos efectos económicos positivos (cultivo de cangrejo) su presencia puede generar daños muy serios en los arrozales donde escarbando daña las barreras de contención de agua. Cursos de agua afectados por sequías intermitentes podrían volverse en un hábitat susceptible de ser invadido por esta especie gracias a sus hábitos escarbadores que les permite superar condiciones hostiles y que podrían facilitar su expansión. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuentes: GEIB 2006, DAISIE 2008i.

***Eriocheir sinensis* (cangrejo chino de mitones, cangrejo de Shangai)**

Clase: Malacostraca, Orden: Decapoda, Familia: Grapsidae, Nombre científico: *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853.

Origen: Asia oriental.

Descripción: Especie catadroma que alcanza en fase adulta unos 8 cm de diámetro, con patas alargadas y pinzas dotadas de parches peludos. Su tasa de fertilidad es muy elevada: una sola hembra puede poner de 250.000 a 1 millón de huevos. Los adultos se reproducen en agua salada y los juveniles migran a aguas dulce donde permanecen unos 2-3 años. Es una especie omnívora y generalista y capaz de cubrir grandes distancias en el período de migración.

Distribución: Ha invadido varios países del continente Europeo entre los cuales muy recientemente España.



Figura 52: Mapa de distribución de *Eriocheir sinensis*. (Fuente: DAISIE 2008j).

Tipo de introducción: Accidental.

Vía de entrada: Navegación marítima (aguas de lastre).

Impacto: El cangrejo chino acelera la erosión de las riberas en aquellas zonas donde es invasor, provocando el desplome de las orillas y acelerando los procesos erosivos. Sus hábitos alimenticios contribuyen a reducir la vegetación en zonas de agricultura y hábitats naturales. Grandes poblaciones tienen el potencial de reducir las comunidades de invertebrados nativos alterando la estructura de las comunidades. Generan un impacto socioeconómico al quedar atrapados en las trampas y redes de pesca y provocar daños en las mismas. Dañan los cultivos de arroz al alimentarse de los brotes de la planta. Daños en plantas de gas natural han sido documentados. Este decápodo se suele encontrar en aguas con temperaturas estivales del orden de los 14°C, aunque es muy tolerante a los cambios en la Tª del agua, aunque esta tolerancia disminuye a medida que la Tª se acerca a los 0°C. Un incremento en la misma puede favorecer su dispersión y establecimiento en nuevas localidades. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE y en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuentes: GEIB 2006; Fuente: DAISIE 2008j

***Aedes albopictus* (mosquito tigre)**

Clase: Insecta, Orden: Diptera, Familia: Culicidae, Nombre científico: *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse, 1894).

Origen: Selvas del Sureste Asiático.

Descripción: Es un mosquito de unos de 5-10 mm de longitud con cuerpo negro surcado por bandas blancas. Las hembras son activas durante el día y son hematófagas alimentándose principalmente sobre los seres humanos y los mamíferos y secundariamente sobre otros vertebrados (aves anfibios y reptiles). Su capacidad natural de dispersión es muy limitada siendo las actividades humanas la causa principal de su expansión. Puede tener hasta cinco generaciones al año. Los huevos (unos 150-250) son depositados sobre la lámina de agua en los huecos de los árboles, contenedores domésticos, y cualquier otro recipiente que contenga pequeña cantidad de agua.

Distribución: África, América, Oriente medio Caribe y Europa. La especie, apareció en Cataluña en el año 2004 en Sant Cugat del Vallès (Barcelona). Posteriormente fue expandiendo a otras poblaciones como Barcelona, Cerdanyola del Vallès, Rubí, Sant Quirze del Vallès, Molins de Rei y el Papiol, entre otras. En diciembre de 2005 se detectó su presencia en Altafulla (Tarragona) a 80 Km. del

primer foco y también en Orihuela (Alicante) a casi 600 km.



Figura 53: Mapa de distribución de *Aedes albopictus*. (Fuente: DAISIE 2008k).

Tipo de introducción: Accidental.

Vía de entrada: Como polizón en medio de transportes y mercancías (neumáticos usados, plantas, agua residual, etc.).

Impacto: Las condiciones climáticas idóneas para el desarrollo de este mosquito son: más de 500 mm³ de precipitaciones anuales, más de 60 días de lluvia al año, Tª media del mes más frío superior a 0°C, Tª media del mes más cálido superior a 20°C y Tª media anual superior a 11°C. Las zonas supuestamente más adecuadas climáticamente para el desarrollo de este vector en España serían Galicia, toda la cornisa del Cantábrico, región subpirenaica, Cataluña, delta del Ebro, cuenca del Tajo, cuenca del Guadiana y desembocadura del Guadalquivir.

A 30°C, un ser humano con dengue debe infectar a 6 mosquitos para que se produzca un caso secundario, mientras que con aumento de 2-5°C tan sólo necesita infectar a 2 mosquitos para que esto se produzca, multiplicándose por 3 la capacidad vectorial del mosquito.

La problemática asociada a este mosquito es sanitaria, social y económica. El mosquito tigre es de hábitos diurnos, por lo que las hembras pican durante todo el día, ocasionando serias molestias derivadas del gran número de picaduras que hacen. Son vectores de propagación de enfermedades infecciosas, como el dengue (los 4 serotipos) y la fiebre amarilla, y vector potencial de otros virus como encefalitis japonesa, encefalitis equina del este, fiebre de Ross, La Crosse, Chikungunya, fiebre del valle del Rift y West Nile. También es un buen vector de *Dirofilaria immitis* y *Dirofilaria repens*. A pesar de que en España no existan estas enfermedades o agentes patógenos, no se puede descartar que en un futuro aparezcan y entonces sean propagadas por este vector. Este insecto se alimenta tanto en entornos urbanos como rurales, de sangre de mamíferos y aves como de

humanos, lo que le convierte en un excelente vector puente entre ciclos selváticos y urbanos y entre animales y humanos. Una vez infectado puede pasar el virus de forma transovárica a sus larvas. Esta especie puede sobrevivir hasta latitudes tan al norte como 42 °N (casi las 2/3 partes inferiores de la península Ibérica), pero, al ser una especie que entra en diapausa cuando las condiciones climáticas le son muy desfavorables, el factor limitante real sería la isoterma de -5°C de enero lo que posibilitaría su establecimiento hasta el sur de Suecia. Su período de incubación extrínseco es de 12 días a 30°C, pero si la temperatura se eleva a 32-35°C este período se reduce a tan solo 7 días. El cambio de temperaturas está provocando que se alargue el periodo de cría y desarrollo de esta especie, por lo que, si hasta hace unos años su presencia no se alargaba más allá de los dos meses, en la actualidad pueden reproducirse y tener crías varias veces, y su presencia es tangible durante mucho más tiempo.

La cuenca del Mediterráneo y el sur de la península ibérica en particular, que acogen a las aves migratorias procedentes de África, constituyen áreas de alto riesgo para la transmisión de encefalitis virales. Estudios de seroprevalencia realizados en España entre los años 1960-1980 demostraron la presencia de anticuerpos en la sangre de los habitantes de Valencia, Galicia, Coto de Doñana y delta del Ebro, lo que significa que el virus circuló en nuestro país por entonces. Es de suponer que **un aumento de la temperatura produciría un aumento vectorial y se incrementaría**, por tanto, **el riesgo de transmisión**, lo que desencadenaría casos de meningitis y encefalitis víricas en las poblaciones de áreas de riesgo del territorio español.

La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuentes: Moreno *et al.* 2005 DAISIE 2008k

***Linepithema humile* (hormiga argentina)**

Clase: Insecta, Orden: Hymenoptera, Familia: Formicidae, Nombre científico: *Linepithema humile* (Mayr, 1868).

Origen: Sudamérica (Argentina, Uruguay, Paraguay y sur de Brasil)

Descripción: Hormiga de pequeño tamaño (2,5 mm) de color marrón claro y forma alargada. Se trata de una especie oportunista que presenta rasgos biológicos que la vuelven en una invasora eficaz. Es una especie poligínica, por lo cual la tasa de crecimiento poblacional es excepcionalmente elevada. Las reinas que no

tienen vuelo nupcial, en condiciones óptimas (Tª suave), ponen entre 20-30 huevos al día. Cuando invaden nuevas zonas, forman supercolonias que abarcan grandes extensiones de terreno (se ha catalogado una colonia que va desde el norte de Italia, sur de Francia y la costa atlántica española que abarca 6000 km.). Carecen de agresividad intraespecífica pero muestran una elevada agresividad interespecífica.

Distribución: Todos los continentes, especialmente en áreas con clima mediterráneo y en muchas islas oceánicas. Las primeras citas en España son de 1923. Se distribuye a lo largo de la costa Mediterránea habiéndose detectado también algunas poblaciones en el centro peninsular.



Figura 54: Mapa de distribución de *Linepithema humile*. (Fuente: DAISIE 2008l).

Tipo de introducción: Accidental.

Vía de entrada: Transporte de mercancías.

Impacto: La especie produce daños a distintos niveles, sobre flora y fauna, como plaga agrícola y doméstica. Su catalogación como EEI se debe a los ataques y destrucción de las colonias de especies nativas, a la alteración de la taxocenosis de las zonas que coloniza, los cambios que produce en la vegetación derivados de su interacción con polinizadores y dispersores de semillas. En el medio agrícola pueden deteriorar la calidad de las producciones, mientras que en las viviendas y la construcciones humanas de donde suele empezar las invasiones hacia el medio natural circunstante, actúa contaminando alimentos, mercancías, etc.

Frente al cambio climático se prevé una importante expansión de la especie hacia el norte de Europa en los próximos 50 años, lo que implicará en España su presencia generalizada. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE y en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuentes: Carpintero Ortega 2001; DAISIE 20081

***Lepomis gibbosus* (perca sol)**

Clase: Actinopterygii, Orden: Perciformes, Familia: Centrarchidae, Nombre científico: *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758).

Origen: América del Norte.

Descripción: Es un pez de tamaño pequeño-mediano que raras veces supera los 25 cm aunque en su área originaria se hayan detectado individuos de hasta 40 cm. Presenta un diseño franjeado muy llamativo con una mancha redonda oscura y bordeada de rojo detrás del opérculo. Es depredador generalista y de costumbres gregarias salvo en la época de reproducción, cuando los machos muestran una extraordinaria y violenta territorialidad. Habita en aguas corrientes remansadas, embalses y charcas con abundante vegetación subacuática. Se reproduce de mayo a julio. El macho excava una depresión en el sustrato, donde cuida la puesta. Incluso puede cuidar al mismo tiempo en la misma depresión las puestas de varias hembras, poniendo cada hembra un número muy variable de huevos (entre 500 y 40.000).

Distribución: Se encuentra en varios países de América, África y Europa. La fecha de introducción en la Península Ibérica no está clara. Las primeras citas remontan a 1910-1913 en el Lago Banyoles. Ha sido citado en las cuencas del Duero, Ebro, Tajo, Guadiana, Segura, Guadalquivir y Miño-Sil, aunque en la actualidad se encuentre en todas las cuencas fluviales.



Figura 55: Mapa de distribución de *Lepomis gibbosus* En España. (Basado en Banco de Datos de la Biodiversidad. MARM).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Gestión de pesca. Mejora de las poblaciones naturales del Lago Banyoles. Su expansión sucesiva se ha producido como consecuencia de las sueltas incontroladas por parte de particulares

Impacto: Es una especie muy voraz que depreda sobre huevos, pequeños peces y sobre todo sobre insectos. Constituye un peligro para la

ictiofauna autóctona puesto que se han observado regresiones en poblaciones nativas de peces en los lugares de introducción de la perca sol. Es un pez de gran resistencia; tolera un gran rango de temperaturas comprendidas entre los 4 y los 22 °C así como malas condiciones de agua (poco oxígeno, turbidez...). Las condiciones de bajos caudales previstas bajo los distintos escenarios podrían favorecer la dominancia de esta especie sobre las nativas.

Fuentes: García-Berthou & Moreno-Amich 2000; Doadrio 2001; Oliva-Paterna *et al.* 2005; Comesaña & Ayres 2009.

***Micropterus salmoides* (perca americana, black bass)**

Clase: Actinopterygii, Orden: Perciformes, Familia: Centrarchidae, Nombre científico: *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802).

Origen: Sureste de Estados Unidos y Norte de México.

Descripción: Pez sedentario de cuerpo alargado y con cabeza muy grande. Alcanza unos 40 cm habiéndose observado ejemplares de casi un metro de longitud y 10 Kg de peso. Es una especie de hábitos gregarios en las primeras etapas de vida volviéndose solitario al hacerse adulto. Muestra preferencia por aguas estancadas o de curso lento, con abundante vegetación y temperaturas templadas. Su dieta incluye insectos acuáticos, gusanos, larvas y adultos de peces y anfibios haciéndose más ictiófaga a medida que alcanzan tamaños mayores. Cada hembra puede poner hasta 10.000-11.000 huevos. Su esperanza de vida supera los diez años.

Distribución: Ha sido introducido en 64 países de todos los continentes y en España en 1955. Se encuentra en los embalses y tramos lentos de los ríos más caudalosos de la Península habiendo sido observado recientemente en ríos del noroeste peninsular desde donde parecía excluido.



Figura 56: Mapa de distribución de *Micropterus salmoides* En España. ((Basado en Banco de Datos de la Biodiversidad. MARM).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Pesca deportiva. Suelas ilegales.

Impacto: Su introducción para la pesca deportiva ha causado irreparables daños en la ictiofauna local de muchísimos países, incluido España. Su hábito depredador es el causante de la desaparición de poblaciones autóctonas de peces habiéndose demostrado una clara relación entre su presencia y la disminución de ciprínidos cuya ausencia repercutiría en las diferencias observadas en la composición del zooplancton en lagunas y embalses. Localmente pueden afectar a especies amenazadas como es el caso del pez fraile (*Salaria fluviatilis*) en las lagunas de Ruidera. Es una especie muy plástica, capaz de adaptarse en casi todo los hábitat de aguas templadas siendo sus únicos factores limitantes un pH <6 y temperaturas por debajo de los 10 °C que aún permitiendo su supervivencia inhiben la reproducción. Las condiciones de bajos caudales y el incremento de temperatura previstos bajo los distintos escenarios del cambio climático podrían favorecer la dominancia de esta especie sobre las nativas. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuentes: Doadrio 2001; Comesaña & Ayres 2009

***Gambusia holbrooki* (gambusia)**

Clase: Actinopterygii, Orden: Cyprinodontiformes, Familia: Poeciliidae, Nombre científico: *Gambusia holbrooki* (Agassiz, 1859).

Origen: Norte América

Descripción: Es una especie de pequeño tamaño (3,5-5 cm) de aspecto fusiforme. Muestra preferencias por aguas lentas y calidas, con abundante vegetación. Tolera una amplia gama de condiciones ambientales e incluso la contaminación. Es omnívora y oportunista alimentándose tanto de vegetación como de invertebrados acuáticos e insectos.

Distribución: La especie fue introducida en España en el medio natural en julio de 1921 en la Charca del Roble (Cáceres) desde donde se expandieron. Las introducciones de gambusia se repitieron en los años siguientes en otras localidades peninsulares e insulares. En la actualidad la especie se encuentra distribuida en casi todos los cursos de aguas peninsulares exceptuando gran parte de la cuenca del Miño y de los ríos que desembocan en el mar Cantábrico.



Figura 57 Mapa de distribución de *Gambusia holbrooki*. (Fuente: Atlas y libro rojo de los peces continentales de España).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Control biológico y sucesivamente acuariofilia y suelta por parte de particulares.

Impacto: Constituye un serio peligro para las especies de peces autóctonos compitiendo y depredando sobre ellos. Entre las especies más perjudicadas por esta introducción destacan *Aphanius iberus* y *Valencia hispanica*, dos ciprinodontiformes autóctonos actualmente catalogados como “en peligro de extinción”. La depredación afecta también a las poblaciones de anfibios y macroinvertebrados. Elevadas densidades de gambusia pueden provocar una serie de efectos en cadena como la desaparición de macroinvertebrados, el incremento de protozoos y rotíferos, la descomposición del fitoplancton, el enturbiamiento del agua y la aparición de procesos de eutrofización, favorecidos también por la elevada cantidad de excrementos, incentivando el crecimiento de algas y reduciendo la cantidad de oxígeno, causando la desaparición de los organismos más sensibles. Un estudio reciente sobre los efectos de la altitud geográfica en los rasgos vitales de la especie y su infestación por parásitos ha puesto en énfasis clara variación latitudinal del ciclo vital y éxito invasor de la especie ha demostrado que la temperatura afecta a la abundancia de la especie, a su reproducción y otras características del ciclo vital sugiriendo una posible expansión de esta especie a zonas más al norte de su actual distribución como consecuencias del cambio climático.

Fuentes: Doadrio 2001; Benejam *et al.* 2009

***Trachemys scripta* (galápago americano)**

Clase: Reptilia, Orden: Chelonia, Familia: Emydidae, Nombre científico: *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792)

Origen: Continente americano desde Estados Unidos hasta Brasil.

Descripción: Es un galápagos de agua dulce de tamaño medio grande (20-60 cm) cuyo carácter más distintivo es una mancha roja, naranja o amarilla en ambos lados de la cabeza dependiendo de la subespecie. Es una especie semiacuática y se adapta fácilmente a vivir en hábitats distintos al de origen. Habitan en medios acuáticos como ríos, lagos, charcas, estanques e incluso aguas salobres. Es omnívora alimentándose de camarones, gambas, pulgas acuáticas o peces pequeños. Cuando son jóvenes, eminentemente carnívoras, depredan sobre peces, invertebrados y anfibios. A medida que crecen se van volviendo más vegetarianas. Son animales resistentes que toleran una amplia franja de temperaturas. No obstante, parece que inviernos fríos y prolongados puedan afectar a la viabilidad de los nidos siendo letales para las crías.

Distribución: Se ha introducido en Asia Oriental, Caribe, Israel, Bahrein, Islas Marianas, Guam, Sudáfrica y varios países europeos. El primer lugar donde fueron encontrados ejemplares aislados en libertad de *T. s.elegans* en España fue en el estanque del parque del Retiro en Madrid. Posteriormente se extendió su presencia a distintas localidades de Cataluña, Extremadura y Andalucía citándose por primera vez su capacidad de reproducirse en el medio natural. Ya en el 2002 se conoce su presencia en más de 100 localidades diferentes distribuidas por todo el territorio español, en marismas, lagunas, canales, ríos y humedales de la franja litoral y también en puntos dispersos del interior. La gran expansión observada en la península Ibérica es el resultado de la continua liberación de individuos.



Figura 58: Mapa de distribución de *Trachemys scripta*. (Fuente: DAISIE 2008m).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Comercio de mascotas. Sueltas por parte de particulares.

Impacto: Compite con los galápagos autóctonos ibéricos (galápagos europeo y galápagos leproso) llegando a desplazarlos y/o excluirlos. Depredan sobre invertebrados, peces

y anfibios, pequeñas aves y mamíferos, y consumen vegetación acuática flotante o sésil. Esta especie puede transmitir enfermedades a los galápagos autóctonos a otra fauna acuática. Así mismo presenta un riesgo sanitario sobre todo para la población infantil por la frecuencia de transmisión de salmonelosis a sus propietarios. Climas invernales más templados podrían favorecer su éxito reproductivo. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE y en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuentes: Pleguezuelos *et al.* 2002; Patiño-Martínez & Marco 2005; GEIB 2006, DAISIE 2008m

Psittacula krameri (cotorra de kramer)

Clase: Aves, Orden: Psittaciformes, Familia: Psittacidae, Nombre científico: *Psittacula krameri* (Scopoli, 1769).

Origen: Franja subsahariana de África desde oeste a este y sub-continente indio.

Descripción: Es un ave de zonas tropicales y sub-tropicales de carácter sedentario que en su área de distribución nativa habita en zonas abiertas arboladas, sabanas arbustivas encontrándose también en áreas cultivadas y en parques de zonas urbanas. Se alimenta de semillas, frutos, bayas, flores, brotes etc. aprovechando también las cosechas en áreas cultivadas. Nidifica en cavidades de árboles, excavando el nido o aprovechando nidos abandonados por otras especies. Se distinguen cuatro subespecies dos africana y dos asiáticas.

Distribución: Las especie ha sido introducida en varios continentes. En Europa se la encuentra en doce países entre los cuales España donde ha establecido poblaciones en el territorio peninsular e insular. Los núcleos principales se encuentran en Cataluña, Comunidad Valenciana y Andalucía, Madrid, Asturias, Baleares y Canarias, aunque se hayan señalado individuos o pequeños grupos en todo el territorio.



Figura 59: Mapa de distribución de *Psittacula krameri*. (Fuente: DAISIE 2008n).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Comercio de mascotas, escapes y sueltas por parte de particulares.

Impacto: El principal problema ocasionado por la especie es la competencia con aves autóctonas por el lugar de nidificación así como se ha señalado en Bélgica donde afecta a *Sitta europaea* y en Inglaterra donde tendría efectos negativos sobre *Sturnus vulgaris*, *Parus major*, *Passer montanus*, *Corvus monedula*, *Strix aluco*, *Athene noctua* y *Falco tinnunculus*. Por otro lado la especie es una plaga agrícola en su área de distribución nativa y también una plaga urbana en las áreas de introducción donde ocasionar molestias a los ciudadanos por sus ruidosas costumbres. En España, hasta el momento, tan sólo se apunta a un impacto negativo potencial sobre *Picus viridis*. Tampoco se han señalados daños a cultivos aunque se haya observado a la especie alimentarse en cultivos de maíz. Es posible que esto sea debido al pequeño número de ejemplares presentes en el territorio nacional estimados en unos 500 individuos. No obstante, un incremento de la población de esta especie podrá conllevar la observación de mayores perjuicios. Desde la perspectiva sanitaria, la presencia de la especie en núcleos urbanos acarrea un riesgo potencial para la salud pública, de cara a la transmisión de enfermedades como la psitacosis. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuentes: Martí & del Moral 2003; Santos 2008; DAISIE 2008n

***Myocastor coypus* (coipú)**

Clase: Mammalia, Orden: Rodentia, Familia: Myocastoridae, Nombre científico: *Myocastor coypus* (Molina, 1782).

Origen: América del Sur.

Descripción: Es un mamífero roedor de tamaño mediano con apariencia general de una rata grande con cuerpo robusto y arqueado. Es una especie ligada al medio acuático, gregaria y nocturna. Es un herbívoro generalista que alcanza la madurez sexual a los seis meses de edad pudiendo reproducirse a lo largo de todo el año. Es capaz de adaptarse a una amplia variedad de hábitats acuáticos, desde lagos a ríos, embalses y canales.

Distribución: La especie está establecida en Norte América, África, Asia y Europa. En España se encuentran núcleos aislados en Cataluña, Guipúzcoa, Navarra y Cantabria que

llevan asentados varias décadas procedentes de escapes de granjas de Francia y Cataluña.

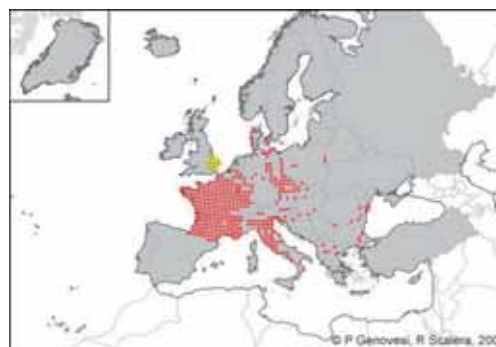


Figura 59: Mapa de distribución de *Myocastor coypus*. (Fuente: DAISIE 2008o).



Figura 60: Mapa de distribución de *Myocastor coypus*. (Fuente: Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España).

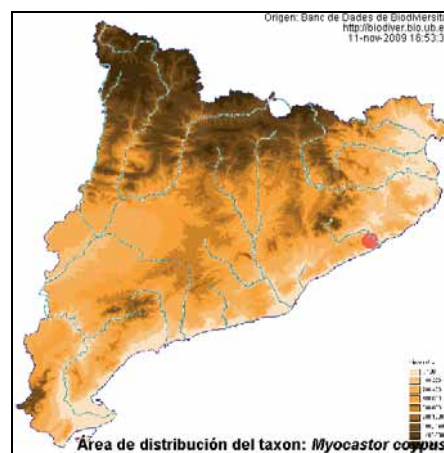


Figura 61: Mapa de distribución de *Myocastor coypus*. (Fuente: BDBC).

Coordenada segura en Cataluña: 31T_DG_71

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Cría para explotación comercial de las pieles. Escapes y abandono de animales tras el abandono de las granjas. Actualmente su dispersión se produce de forma natural.

Impacto: Sobreforraja sobre la vegetación acuática pudiendo llegar a causar la extinción local de especies de flora, disminuyendo las

superficies de nidificación de ciertas aves y dañando las zonas de freza de los peces. Presenta impactos socioeconómicos derivados del consumo de plantas de cultivo. Debido a su hábito escarbador, el coipú degrada y desestabiliza las orillas de los ríos y afecta al régimen fluvial, acelerando la colmatación de los cauces, amenazando los recursos hídricos, incrementando el riesgo de inundaciones y dañando infraestructuras. Puede tener un impacto negativo sobre la agricultura ocasionando daños a los cultivos y provocando pérdidas localmente elevadas.

En Italia, durante el periodo comprendido entre los años 1995 y 2000, el coste derivado de controlar esta especie ascendió a los **2.614.408 €**, los daños producidos en las riberas **excedieron los 10 millones de euros** y el impacto en la agricultura alcanzó los **935,138 €**.

La especie puede actuar como reservorio y/o vector de agentes patógenos de importancia para la salud animal y humana. Las bajas temperaturas de los inviernos parecen reducir el éxito reproductor de esta especie influenciando su dinámica poblacional. No obstante, un aumento de las temperaturas invernales podría invertir esta tendencia. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE y en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuente: Palomo & Gisbert 2002; GEIB 2006; DAISIE 2008o

***Procyon lotor* (mapache)**

Clase: Mammalia, Orden: Carnivora, Familia: Procyonidae, Nombre científico: *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758).

Origen: Norte América.

Descripción: Es un carnívoro de tamaño mediano, de hábitos preferentemente nocturno y con gran adaptabilidad a todos los tipos de hábitat terrestres aunque muestre preferencia por zonas de bosque deciduo en proximidad de cursos de agua y áreas urbanizadas. Presenta una amplia tolerancia climática pudiendo sobrevivir a temperaturas extremas.

Distribución: Sus poblaciones se distribuyen desde Belarús, a Rusia (parte caucásica), Georgia y Azerbaiyán y en todo Japón. En Europa se ha establecido en al menos 15 países entre los cuales recientemente España (provincia de Madrid).



Figura 62: Mapa de distribución de *Procyon lotor*. (Fuente: DAISIE 2008p).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada: Comercio de mascotas, escapes y sueltas por parte de particulares.

Impacto: Depredando, el mapache puede reducir sensiblemente el éxito reproductivo de especies de aves y anfibios así como sus poblaciones. Por otro lado puede transmitir al hombre así como a otros mamíferos el ascárido *Baylisascaris procyoni* un parásito puede causar en el hombre síndromes viscerales, oculares y cerebrospinales. La gravedad de la enfermedad depende del número, localización y actividad de las larvas pudiendo llegar a ser letal. Así mismo el mapache puede ser vector de la rabia. La especie también es considerada en algunas zonas como una plaga urbana por los desperfectos que ocasiona y agrícola por los daños que inflige en los cultivos. No obstante, el daño económico derivado de sus impactos es hasta el momento poco relevante. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuente: DAISIE 2008p

ESPECIES NO ESTABLECIDAS					
Especie	Ecosistema invadido	Impacto	Criterios de selección	Disponibilidad de datos	Síntesis de trabajos necesarios
<i>Hedychium gardnerianum</i>	T	E	i, iii, iv, v, vi, vii	Desde el punto de vista cuantitativo, la información disponible para las especies seleccionadas es suficiente como para constituir un sólido punto de partida. No obstante, es preciso analizar y valorar dicha información para actualizarla cuando proceda, complementando las lagunas existentes en función de los objetivos planteados y de los requerimientos de las aplicaciones informáticas.	<p>Análisis de la información existente asegurando datos actualizados y completos sobre:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Especies: Distribución, ecología de la especie (límites de tolerancia fisiológica y otros factores limitantes), vías de entrada y vectores, formas de dispersión. • Clima: Datos climatológicos a macro y microescala. • Otros: Análisis de factores diferentes del clima que pueden facilitar su introducción.
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	T	E, S	i, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Rhopilema nomádica</i>	M	E, Se, S	i, iii, iv, v, vi, vii		
<i>Tamias sibiricus</i>	T	¿E?, S	i, iii, iv, vi, vii		
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	T	E, S	i, iii, v, vi, vii		

Ecosistema invadido: M= marino; A= aguas continentales, T= terrestre

Impacto: E=Ecológico, Se=Socioeconómico, S=Sanitario

Criterios: i) Especies de todos los tipos de hábitats, incluyendo las especies marinas, terrestres y dulceacuícolas; ii) Especies clasificadas como de alta prioridad por el impacto generado en territorio español; iii) Especies que hayan sido clasificadas dentro de las '100 especies más dañinas en Europa' por el DAISIE o a nivel mundial por el ISSG/UICN; iv) Especies que hayan tenido o tengan una rápida expansión en países vecinos (Francia, Portugal, Andorra) así como en otros países de similares características; v) Especies que, en base a sus mapas de distribución y otra documentación científica, parezcan tener limitada su distribución por el clima; vi) Especies que generen un daño ecológico constatado (a una o más especies o procesos), o bien que pueda llegar a producirlo; vii) Especies que presenten riesgo de dispersión y daño subsiguiente hacia otros puntos geográficos o biotopos cercanos.

***Hedychium gardnerianum* (edichio)**

Clase: Liliopsida, Orden: Zingiberales, Familia: Zingiberaceae, Nombre científico: *Hedychium gardnerianum* Shepard ex Ker-Gawl

Origen: Sub-continente indio.

Descripción: Es una planta herbácea rizomatosa que alcanza los 1-2 m de altura con hojas de color verde brillantes dispuestas a lo largo del tallo y flores muy vistosas reunidas en espigas. Las flores son polinizadas por los insectos pero también se reproduce vegetativamente mediante estolones. Muestra preferencia por ambientes húmedos y luminosos en áreas de clima calido o templado no tolerando las heladas. No obstante puede crecer en zona de sombra completa por debajo del dosel arboreo. Se la encuentra en todo tipo de hábitat: bosques naturales, plantaciones forestales riberas, humedales, matorrales, pastizales, zonas agrícolas, ruderales y urbanas y áreas perturbadas.

Distribución: Es invasora en Hawaii, Nueva Zelanda, Sudáfrica, Reunión, Jamaica y Azores.



Figura 63: Mapa de distribución de *Hedychium gardnerianum*. (Fuente: DAISIE 2008q).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada potencial: Horticultura (importación como planta ornamental), turismo (importación de la especie como souvenir).

Impacto: Al expandirse rápidamente puede recubrir grandes áreas y constituye una gran amenaza para la flora nativa con la cual compite por el espacio volviéndose en una especie dominante desplazándolas e impidiendo su regeneración. Su introducción en las islas Canarias podría constituir una severa amenaza para el bosque de laurisilva, pudiendo acrecentarse bajo los efectos del cambio climático. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE y en la lista de las 100 entre las peores EEI del mundo elaborada por el ISSG/IUCN.

Fuente: DAISIE 2008q.

***Heracleum mantegazzianum* (perejil gigante)**

Clase: Magnoliopsida, Orden: Apiales, Familia: Apiaceae, Nombre científico: *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier (1895)

Origen: Caucaso occidental.

Descripción: Es una planta herbácea monocárpica de unos 2-3 m de altura pudiendo alcanzar los 4-5. Presenta tallos robustos (5-10 cm de diámetro) y hojas divididas muy grandes que pueden crecer hasta 3 m de longitud. Las flores se agrupan en una cabeza con forma de paraguas. Cada planta puede producir unas 80.000 flores. En su área de distribución natural suele encontrarse en los claros y los lindes de bosques, en los márgenes de cursos de agua y en zonas de montaña con precipitaciones anuales entre 1000 y 2000 mm y un clima templado, continental con veranos calurosos e inviernos fríos. En sus áreas de invasión muestra preferencia por suelos ricos en recursos y húmedos colonizando, desde prados abandonados, baldíos, zonas ruderales y perturbadas, márgenes de carreteras, vías férreas y vertederos así como arroyos u otros cursos de agua. Se reproduce sexualmente no habiéndose observado reproducción vegetativa. Las flores hermafroditas son polinizadas por una amplia gama de insectos. Cada planta puede producir una media de unas 20.000 semillas con elevada capacidad germinativa.

Distribución: Parte de América del norte y la zona templada de Europa con una distribución claramente sesgada hacia la parte centro y norte del continente. La primera cita de poblaciones asilvestradas remonta a 1828 en Inglaterra. Introducida como curiosidad ornamental en varios países se a naturalizado y vuelto en invasora.



Figura 64: Mapa de distribución de *Heracleum mantegazzianum*. (Fuente: DAISIE 2008r).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada potencial: Horticultura (importación como planta ornamental), turismo (importación de la especie como souvenir).

Impacto: Su enorme altura y área foliar lo vuelven en un fuerte competidor para la luz

pudiendo llegar a absorber hasta un 80% de ella en los parches donde la especie es dominante. Como consecuencia, el crecimiento de las especies nativas es inhibido, pudiendo cambiar la composición y diversidad de la comunidad vegetal. En las áreas invadidas en el centro de Europa se ha observado una disminución en la riqueza y las densidades de especies. La pérdida de vegetación en los márgenes de los cursos de agua donde *Heracleum* es dominante pueden estar más sujetos a fenómenos de erosión en época invernal (*Heracleum* es una especie monocarpica). Por otro lado, el perejil gigante es un peligro para la salud humana, ya que exuda una savia clara acuosa, que contiene varios agentes fotosensibilizantes (furanocumarinas o furocumarinas), que en combinación con la luz del día causa quemaduras de la piel. La reacción fototóxica puede ser activada por la radiación ultravioleta a sólo 15 minutos después del contacto que por otro lado es indoloro. La piel afectada puede seguir siendo sensible a la luz ultravioleta durante años. La humedad, por ejemplo, del sudor o el rocío, el calor y aumentan la reacción de la piel. Los principales grupos en riesgo son las personas que entren en contacto con la planta como jardineros o trabajadores paisaje. Los niños corren un riesgo especial. Las furanocumarinas son además causantes de cáncer y malformaciones en el embrión en crecimiento. El gasto económico para el control de la especie es altamente significativo: en Alemania, por ejemplo, supone 10 millones de euros al año. La especie es además un huésped alternativo de dos plagas agrícolas: *Psila rosea* y *Sclerotinia sclerotiorum*. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuente: DAISIE 2008r

Rhopilema nomadica

Clase: Scyphozoa, Orden: Rhizostomeae, Familia: Rhizostomatidae, Nombre científico: *Rhopilema nomadica* (Galil, 1990)

Origen: África del Este, Mar Rojo.

Descripción: Es una medusa epipelágica de unos 40-60 cm de diámetro pudiendo alcanzar los 90 cm. Se alimenta de plancton. Su ciclo vital consta de dos fases: medusa (fase móvil relacionada con la reproducción sexual) y pólipo (fase sesíl bentónica durante la cual se reproduce asexualmente). Tanto su ciclo de vida como su dispersión son temperatura-dependientes (24 °C).

Distribución: Levante del Mar Mediterráneo (Egipto, Grecia, Israel, Líbano, Turquía).



Figura 65: Mapa de distribución de *Rhopilema nomadica*. (Fuente: DAISIE 2008s).

Tipo de introducción: Accidental

Vía de entrada potencial: Ha llegado al Mediterráneo por el Canal de Suez. Aquí puede dispersarse de forma natural.

Impacto: En verano forman bancos masivos que se distribuyen por más de 100 km a lo largo de la costa levantina del Mediterráneo. Su impacto sobre el plancton, en aguas oligotróficas como las del Mar Mediterráneo puede ser enorme. La presencia de la especie provoca también serios impactos económicos y sanitarios. En coincidencia con su aparición se ha registrado una disminución en el turismo de playa y de la pesca que tiene que ser interrumpida durante todo el período de la invasión para evitar la obstrucción de las redes. La especie puede además obstruir los sistemas de toma de aguas para la refrigeración de diferentes infraestructuras marinas y costeras. Las picaduras causadas por estas medusas pueden ser dolorosas y causar reacciones cutáneas de cierta entidad. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuentes: Lotan *et al.* 1994 Fuente: DAISIE 2008s

***Tamias sibiricus* (ardilla listada)**

Clase: Mammalia, Orden: Rodentia, Familia: Sciuridae, Nombre científico: *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769).

Origen: Desde la parte norte de Rusia Europea y Asia hasta China, Corea y Japón.

Descripción: Es una ardilla terrestre de tamaño pequeño, omnívora y sedentaria. Vive exclusivamente en el medio forestal habiéndose adaptado en las áreas de introducción a parques y jardines con arbolado. Habita y se reproduce en madrigueras donde hiberna a partir de octubre-noviembre hasta marzo-abril. Su área de distribución natural comprende una amplia gama de condiciones climáticas.

Distribución: Presenta poblaciones estables en Francia, Alemania, Bélgica, Italia, Holanda y Suiza. La especie ha sido observada también en el Reino Unido y en Dinamarca.



Figura 66: Mapa de distribución de *Tamias sibiricus*. (Fuente: DAISIE 2008t).

Tipo de introducción: Intencional

Vía de entrada potencial: Comercio de mascotas, sueltas ilegales, escapes e introducciones como animal ornamental en los parques urbanos.

Impacto: En gran medida desconocido, aunque es de suponer una posible competencia con roedores autóctonos y con aves nidificantes tanto en el suelo como en cavidades. Puede jugar un papel a la hora de incrementar la incidencia de la Enfermedad de Lyme al haberse encontrado individuos que albergaban cepas de *Borrelia burgdorferi*. Sus poblaciones en Francia están mostrando una tendencia al alza. En España, su tenencia como mascota es cada vez más difusa. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuente: DAISIE 2008t

***Nyctereutes procyonoides* (perro mapache)**

Clase: Mammalia, Orden: Rodentia, Familia: Scuriidae, Nombre científico: *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769).

Origen: China, NE Indochina, E Liberia, Corea, Mongolia y Japón.

Descripción: Cánido del tamaño de un zorro. Suele vivir en proximidad del agua mostrando preferencia por bosques húmedos con abundante sotobosque. Es una especie omnívora, que se alimenta de sus presas así como de frutas y bayas. Es activo en el crepúsculo y durante la noche. La proporción de hembras reproductoras en sus poblaciones es de un 80%. La distancia media de dispersión de la especie no supera los 20 Km habiéndose observado en algún caso desplazamientos de 150 Km. El límite norte de su área de distribución está determinado por la temperatura media anual inferior a 0 ° C,

una capa de nieve de 800 mm, la duración de la capa de nieve de 175 días y la duración de período vegetativo de 135 días.

Distribución: Está presente en 21 países de Europa central y oriental.



Figura 67: Mapa de distribución de *Nyctereutes procyonoides*. (Fuente: DAISIE 2008u).

Tipo de introducción: Intencional.

Vía de entrada potencial: Las primeras introducciones se realizaron en la ex Unión Soviética para disponer de una pieza de caza. Sucesivas traslocaciones junto con la dispersión natural de la especie han favorecido su expansión. El comercio de animales podría ser constituir una vía de entrada potencial ya que las poblaciones naturales más próximas se hallan en el arco alpino central y oriental.

Impacto: Su espectro alimenticio es mucho más amplio que los de la mayoría de otros carnívoros variando geográficamente y dependiendo de la disponibilidad de recursos alimenticios. Su impacto como depredador puede diferir dependiendo de la zona en función de la fauna local. Se ha observado una intensa actividad depredadora sobre aves y anfibios. La especie podría además competir por los recursos alimenticios y por el espacio con especies nativas como el zorro y el tejón. Bajo la perspectiva sanitaria la especie puede considerarse de alto riesgo siendo uno de los principales vectores de la rabia, además de la sarna sarcóptica, la triquinosis y *Echinococcus multilocularis* un parásito peligroso para los humanos. La especie está incluida en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa elaborada en el marco del proyecto DAISIE.

Fuente: DAISIE 2008u.

Conclusiones

1. Como ya se ha expresado con antelación, los listados propuestos no tienen carácter definitivo.
2. La información disponible para las especies seleccionadas es suficiente como para constituir un sólido punto de partida.
3. No obstante, la disponibilidad de información sobre EEI es un factor determinante no sólo en términos de cantidad sino de calidad. Esto implica que la información disponible sea analizada con el fin de colmar las posibles lagunas de conocimientos teniendo en cuenta tanto los objetivos que se pretenden alcanzar y los requerimientos de las aplicaciones informáticas.
4. La selección de especies, a la hora de poner en marcha el proyecto, deberá realizarse revisando los criterios utilizados y la confección de listados corresponderá a un equipo formado por expertos en ambos temas (cambio climático e invasiones biológicas) asegurando de esta manera una correcta interpretación conjunta de parámetros climáticos cambiantes y requerimientos ecológicos de las especies.
5. Debido al valor potencial que el presente proyecto tiene o debería tener de cara a la gestión de las invasiones biológicas, se insiste en la necesidad de incorporar datos sobre la estructura espacial y calidad medioambiental del entorno invadido ya que la dispersión de una especie puede depender de factores independientes del clima. Así mismo, se deberían tener en cuenta factores diferentes al clima que pueden facilitar la introducción de nuevas especies

6. IMPACTO SOCIO-ECONÓMICO POTENCIAL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS BAJO LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

RESUMEN

Las EEI, además de infligir graves impactos en los ecosistemas, alteran también sus funciones, procesos y servicios de los que depende el bienestar humano. Mientras que el impacto ecológico de las EEI es el más documentado, hay escasa información sobre su impacto socio-económico (costes directos e indirectos). Recientes estudios llevados a cabo en el contexto de la Unión Europea han proporcionado una primera cuantificación económica del impacto de las EEI estimado en torno a 12.000 millones de euros al año. No obstante, esta cifra no refleja la realidad siendo una subestimación significativa de la misma. La información sobre los costes que las EEI están causando en España es escasa y dispersa y, como en el caso europeo, se trata de una infravaloración de la realidad que tampoco contempla los costes derivados de la pérdida de los servicios de los ecosistemas.

Debido a la falta de información básica sobre su impacto económico (incluida la valoración de los daños sobre los servicios proporcionados por los ecosistemas) y de proyecciones de la futura distribución de las EEI bajo los efectos del cambio climático, y al desconocimiento de la respuesta de los sectores productivos al cambio climático, tan sólo se pueden avanzar conjeturas sobre su impacto socio-económico bajo diferentes condiciones climáticas.

Sobre la base de los impactos previstos del cambio climático en la Evaluación Preliminar General de los Impactos en España por Efecto del Cambio y en el Plan Nacional de Adaptación y manteniendo la misma clasificación sectorial, se han planteado las siguientes hipótesis: **1)** Costes más elevados en la gestión de EEI, puesto que podría amplificarse el impacto de las invasiones y los actuales métodos de control podrían ser ineficaces con el nuevo clima. **2)** La futura reducción de recursos hídricos podrá aumentar la demanda de agua y dar pie a la construcción de infraestructuras que podrían ser utilizadas por las EEI como vías de dispersión. **3)** La pérdida de productividad forestal por los efectos del cambio climático y por el incremento de plagas podría aventajar a las EEI y/o ser compensada por el sector maderero con el uso de especies vegetales exóticas más eficientes y resistentes en las nuevas condiciones. **4)** Así mismo, la necesidad de compensar las emisiones industriales de gases de efecto invernadero podría fomentar la expansión e introducción de monocultivos de especies exóticas de crecimiento rápido. **5)** En el sector agrícola y ganadero, malas hierbas, plagas y enfermedades exóticas podrían provocar importantes daños económicos. **6)** En zonas costeras la adaptación de las actividades humanas podría generar una redistribución de las EEI establecidas y favorecer nuevas invasiones. **7)** Posibles cambios en la gestión de especies exóticas de peces así como cinegéticas con comportamiento invasor en las nuevas condiciones climáticas, podrían disparar el número de introducciones ilegales, de repoblaciones con especies y/o genotipos alóctonos, y generar una demanda de especies alternativas. **8)** El desplazamiento de las barreras climáticas a mayores altitudes incrementará las posibilidades de invasión (sobre todo de plantas) en zonas de montaña, afectando también a las áreas adyacentes a menor altitud. **9)** Particularmente preocupante será la colonización del suelo desertizado y empobrecido por parte de plantas exóticas invasoras. **10)** Así mismo se podrían introducir especies exóticas en tierras marginales para contrarrestar la pérdida de carbono del suelo. **11)** Los cambios en el ecosistema marino harán más frecuentes la aparición de mareas rojas y de parásitos de especies cultivadas. **12)** Los cultivos marinos no subsidiados con alimento podrán verse afectados por la reducción de la productividad marina. **13)** Por otro lado, las condiciones cambiantes podrán generar la demanda de especies exóticas más adaptables para su cultivo con el consiguiente riesgo de escapes al medio natural. **14)** El remodelamiento de las actuales infraestructuras y la construcción de nuevas, sobre todo en el ámbito portuario, podrán generar nuevas dinámicas de invasión. **15)** Es previsible un aumento de los gastos sanitarios directos y en el campo de la prevención epidemiológica puesto que se prevé un incremento en la incidencia de las zoonosis y una mayor virulencia de parásitos. **16)** En el sector energético uno de los mayores riesgos de cara al futuro deriva de la potenciación del desarrollo de sistemas de cultivo de biocombustibles que podrían promover la introducción de EEI. **17)** En el sector del turismo los efectos del cambio climático modificarán la demanda y la oferta de nuevos destinos turísticos generando una redistribución de los puntos con alto

riesgo de entrada de EEI. **18)** El incremento de plagas y enfermedades agrícolas podrá conllevar a la redefinición de las características de los seguros colectivos. **19)** En ambientes urbanos el mantenimiento de las zonas verdes podría promover la introducción de especies vegetales exóticas más adaptables al neoclima mientras que especies ya presentes podrían volverse invasoras. **20)** Así mismo, se podrían introducir nuevas especies-mascotas exóticas más adaptables, mientras que aquellas que ya se encuentran en estado libre aunque confinadas en los ambientes urbanos podrían expandir su área de distribución. **21)** El comercio será particularmente afectado por el cambio climático sufriendo importantes alteraciones en los mercados, rutas y tipo de mercancías.

Frente a estas hipotéticas previsiones es recomendable: **1)** construir una base de información recolectando los datos disponibles sobre los daños generados por las EEI en la actualidad, **2)** investigar sobre el impacto socio-económico de las EEI derivado de la pérdida de servicios de los ecosistemas y sobre las respuestas de los diferentes sectores al cambio climático y, **3)** analizar en última fase la evolución de su impacto socio-económico bajo los efectos del cambio climático con el fin de establecer opciones de gestión.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son globalmente reconocidas como la segunda causa de pérdida de biodiversidad tras la destrucción de hábitat. Las EEI, además de infligir graves impactos en los ecosistemas, alteran también aquellas funciones y procesos que son fundamentales para el bienestar humano (definido como el acceso a medios de vida seguros, salud, buenas relaciones sociales, seguridad y libertad). La pérdida o alteraciones de las funciones básicas (ciclo de nutrientes, del agua, etc.), de bienes que el ecosistema provee (pesca, productos agrícolas y forestales) y de servicios de regulación (abundancia y potabilidad del agua, la estabilización del clima, la polinización, etc.) y culturales (recreación, estética, etc.) acarrearán severas consecuencias para el bienestar humano.

Debido a la importancia que asumen los servicios del ecosistema para la toma de decisiones en materia medioambiental, disponer de información sobre valoraciones económicas y no económicas se vuelve cada vez más necesario. Pero pese a que los cambios provocados por las invasiones biológicas sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas sean conocidos, poco se sabe sobre los mecanismos que vinculan las EEI con los servicios de los ecosistemas. Además, su impacto económico sobre estos servicios raras veces ha sido cuantificado y sin embargo podría constituir un “impuesto invisible” que pocas veces se tiene en cuenta en la toma de decisiones.

EL IMPACTO ECONÓMICO DE LAS EEI EN EUROPA

Recientes estudios llevados a cabo en el contexto de la Unión Europea (Kettunen *et al.* 2008) han abordado el impacto negativo de las EEI, apuntando a que el impacto ecológico es el más documentado mientras que hay escasa información sobre el impacto socio-económico

así como sobre los impactos que generan en los diferentes servicios de los ecosistemas.

El análisis de una selección de poco más de un centenar de EEI representativas de diferentes grupos taxonómicos y ecosistemas ha evidenciado lo siguiente:

- Amplio impacto ecológico sobre las especies autóctonas y los hábitats en todos los tipos de ecosistemas, y presencia de EEI documentadas como amenazas para muchas especies y hábitats amenazados a nivel global o europeo.
- Impactos desproporcionadamente altos sobre la diversidad biológica insular europea, que a menudo ofrece importantes recursos para la vida y las economías locales.
- Daños a servicios de ecosistemas fundamentales para el desarrollo económico y los procesos productivos, el bienestar humano, el turismo y otras actividades recreativas.
- Daños en los procesos de funcionamiento de los ecosistemas (servicios de soporte para la vida) que son esenciales para el mantenimiento de los servicios que ofrecen.
- Impactos socio-económicos adicionales sobre individuos y comunidades afectando la salud humana, el trabajo, el turismo y otras actividades recreativas y el patrimonio natural y cultural.

Las estimaciones sobre el impacto económico se llevaron a cabo sobre alrededor de un tercio de las EEI analizadas, siendo la información principalmente limitada a las plantas terrestres y vertebrados. Los costes de los daños causados por las EEI derivados principalmente de la agricultura y otros sectores relacionados con la

producción biológica y de los costes para su gestión han sido estimados en torno a 12.000 millones de euros al año. Dentro de esta cifra global, los datos sectoriales disponibles muestran que las EEI cuestan a los sectores clave casi 6.000 millones de euros por año (ver tabla 11). (Kettunen *et al.* 2008)

Tabla 11. Costes disponibles según sectores clave.

Sector económico	Costes (millones de € / año)
Agricultura*	5.510,1
Pesca / acuicultura	241,6
Silvicultura	150,7
Sanidad*	82,5
TOTAL	5.985

* Costes de enfermedades epidémicas animales y humanas excluidos.

No obstante, los propios autores (Kettunen *et al.* 2008) consideran esta cifra como una subestimación significativa de la realidad puesto que:

- Economistas y biólogos sólo conocen los impactos de un 10% de las EEI presentes en Europa.
- Las estimaciones monetarias de los costes derivados de la extinción de especies y de la pérdida de la biodiversidad no son comúnmente disponibles.
- Las EEI tienen más impactos socio-económicos sobre los servicios de los ecosistemas que afectan de lo que está documentado.
- Los datos escasean para ciertas regiones y para algunos grandes grupos taxonómicos.
- Los datos de impacto económico sólo están disponibles para un tercio de las especies estudiadas y para un número limitado de grupos taxonómicos.
- Los datos son insuficientes o no existen para sectores notoriamente afectados por las EEI, como por ejemplo la silvicultura, la pesca, el turismo, las infraestructuras y los servicios públicos

Así mismo, el estudio ha evidenciado que costes y beneficios asociados a las medidas de control de EEI están distribuidos desigualmente puesto que los primeros corren generalmente a cargo de fondos públicos, mientras que los segundos a menudo recaen sobre los privados.

Los autores concluyen que los datos existentes sólo proporcionan una visión parcial del

impacto actual y que es probable que aumente debido a la globalización, al incremento de la tasa de introducción de especies y a las diferentes presiones sobre el medio ambiente, incluido el cambio climático (Kettunen *et al.* 2008).

EL IMPACTO ECONÓMICO DE LAS EEI EN ESPAÑA

La información sobre los costes que las EEI están causando en España es escasa y está tremendamente dispersa refiriéndose principalmente a las inversiones realizadas en materia de mitigación, en algún caso a los daños directos y sin tener en cuenta el impacto sobre los servicios de los ecosistemas.

Entre los pocos estudios publicados, Andreu & Vilà (2007) han analizado los impactos y medidas de gestión de las plantas exóticas

naturalizadas (invasoras y no invasoras) en España, mediante encuestas a responsables de las distintas administraciones públicas. Las autoras estiman el gasto en unos 50 millones de euros. No obstante, la falta de datos sobre los costes monetarios exactos de muchas de las actuaciones realizadas, dificulta mucho una cuantificación económica precisa haciendo suponer que se pueda tratar de una subestimación de los costes reales. De hecho, según afirman las autoras:

- Los resultados reflejan únicamente los costes económicos de las medidas de gestión sin tener en cuenta las pérdidas en la rentabilidad de cosechas o del ganado, pérdidas paisajísticas o de potencial turístico o desperfectos en infraestructuras.
- La información obtenida desde 98/212 cuestionarios se refiere a 22 especies.
- Puesto que las actuaciones llevadas a cabo son muy puntuales, no se tiene constancia de la cantidad de dinero invertida.
- La realización de actuaciones conjuntas de eliminación de especies tanto exóticas como nativas vuelve muy difícil asignar el coste asociado a una u otra especie.
- La presencia de brigadas de limpieza que llevan a cabo otras funciones a parte de la de controlar las plantas exóticas problemáticas, hacen muy difícil discriminar los costes relacionados con las EEI.
- En muchas áreas falta información precisa sobre el gasto anual, la superficie del área controlada y la abundancia de estas especies, debido a la falta de estudios cartográficos y demográficos

Por otro lado, otros estudios aportan datos procedentes del campo de la malherbología. Esto es, por ejemplo, el caso de *Abutilon theophrasti*, una plaga de los cultivos de maíz, que ha infligido a lo largo de un período de 26 años (1980-2005) en Cataluña pérdidas económicas directas e indirectas por un valor de casi 7 millones de euros (Recasens *et al.* 2007).

Por cuanto concierne a la fauna exótica invasora, no existen trabajos que aporten información sobre el daño que el conjunto de especies introducidas está ocasionando en España. Tan sólo se dispone de datos parciales, dispersos, no actualizados y referentes a especies concretas.

En el caso del mejillón cebra, por ejemplo, se llevó a cabo un estudio para conocer el impacto económico que estaba suponiendo su presencia en la cuenca del Ebro. La predicción para el

periodo 2005-2025 fue de unos 40 millones de euros. Sin embargo, esta cifra podría ser una subestima si se tiene en cuenta que en Estados Unidos el coste provocado por esta especie entre 1993 y 1999 superó los 5.000 millones de dólares, un 60 % de los cuales fue soportado por la industria eléctrica (Pérez Pérez *et al.* 2007). Además, hay que tener en cuenta que a nivel peninsular su impacto podría alcanzar cifras mucho mayores puesto que la especie se halla actualmente en cuatro cuencas hidrográficas y es probable que siga expandiéndose.

Otro ejemplo de especie de alto impacto lo constituye el picudo rojo de las palmeras (*Rhynchophorus ferrugineus*), que ha llegado a marcar un antes y un después en la gestión de una especie exótica en España. Su impacto ha causado inversiones millonarias para su prevención y control (ver tabla 12).

Tabla 12. Costes derivados de la presencia de *Rhynchophorus ferrugineus* en cuatro CCAA.

Comunidad Autónoma	Costes
Andalucía	9.000.000 € desde su introducción hasta el presente
Canarias	4.500.000 € en dos años
Cataluña	400.000 euros en 2010
Comunidad Valenciana	3.400.000 en 2010

Fuentes: Andalucía (Junta de Andalucía 2010), Canarias (Samarín 2008), Cataluña (Departamento de Agricultura, Alimentación y Acción Rural 2010), Comunidad Valenciana (Agroinformación 2010).

A estos datos, parciales e incompletos (falta por ejemplo la información de la Comunidad de Murcia y las Islas Baleares, ni tampoco están disponibles las cantidades de euros gastadas cada año por las CCAA mencionadas y entidades locales) hay que sumar el daño relacionado con la pérdida de palmeras autóctonas en Canarias y cultivadas en la Península, así como evaluar económicamente el

impacto del picudo sobre los valores socio-culturales y turísticos de zonas como el Palmeral de Elche.

Ahora, teniendo en cuenta a) que el número de invertebrados exóticos invasores está fuertemente subestimado; b) el elevado número de especies de vertebrados establecidos en los diferentes ecosistemas, y c) que 42 especies

animales están incluidas en la lista de las 100 entre las peores EEI en Europa (proyecto DAISIE), es fácilmente deducible que el

impacto provocado y potencial sea de ingente magnitud y con costes asociados muy elevados.

PREVISIONES DE CARA AL CAMBIO CLIMÁTICO

Los servicios de los ecosistemas se pueden dividir en cuatro clases principales: soporte para la vida, aprovisionamiento, regulación y

culturales (ver tabla 13), sobre las cuales las EEI pueden influir de manera significativamente diferente.

Tabla 13. Servicios de los ecosistemas (modificado de Kettunen *et al.* 2008).

Soporte para la vida	Producción primaria Ciclo de nutrientes Formación del suelo/sedimento Red trófica y dinámica de especies Etc.
Aprovisionamiento	Alimentos Fibras Combustibles Agua dulce Etc.
Regulación	Polinización Regulación del clima Purificación del agua Estabilización del suelo Regulación de enfermedades Reducción de las inundaciones Reducción de los incendios Etc.
Culturales	Turismo y actividades recreativas Estéticos Espirituales Etc.

A la hora de evaluar los impactos de las EEI, éstos pueden ser tanto positivos como negativos, puesto que algunas de ellas son a menudo una fuente importante de ingresos, de alimentación o de subsistencia para algunas comunidades locales y con más frecuencia un importante apoyo de actividades económicas. Pero al

mismo tiempo, las EEI pueden degradar los recursos naturales y los servicios de los ecosistemas de los cuales las economías, comunidades locales y sectores productivos dependen.

A continuación se reflejan los impactos generados por dos EEI:

Diferentes impactos del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) sobre los servicios del ecosistema

Servicios del ecosistema	Servicios afectados	Descripción del impacto	Impacto positivo o negativo
Soporte para la vida	Productividad	Altera la productividad de los ecosistemas.	-
	Formación del suelo/sedimento	Altera la estructura del suelo por su hábito escarador.	-
	Red trófica y	Desestructura la red trófica.	-
	dinámica de especies	Provoca una alteración de las	

Aprovisionamiento	Alimentos	condiciones lumínicas de la columna de agua impidiendo la recuperación de la vegetación. Puede constituir un alimento para otras especies. Es cultivado como especie comestible. Depreda sobre especie nativas, compite con otras especies autóctonas. Puede causar daños económicos significativos en los cultivos de arroz.	+ / -
Regulación	Regulación de enfermedades	Transmite la afanomicosis a los cangrejos autóctonos. Trasmite la tularemia al ser humano.	-
Culturales	Estabilización del suelo Turismo y Actividades recreativas	Desestabiliza las orillas de los cursos de agua. Es especie pescable.	+

Diferentes impactos del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) sobre los servicios del ecosistema

Servicios del ecosistema	Servicios afectados	Descripción del impacto	Impacto positivo o negativo
Soporte para la vida	Ciclo de nutrientes	Altera los ciclos de nutrientes promoviendo los <i>blooms</i> de algas. Disminuye la concentración de oxígeno.	-
	Formación del suelo/sedimento	Cubrir y tapizar todo tipo de sustrato. La acumulación de miles de valvas de los especímenes muertos de mejillón cebra altera drásticamente las características del sustrato de los fondos de los ríos, de las playas de ribera y de los sedimentos fluviales	-
	Red trófica y dinámica de especies	Desplaza las especies autóctonas de bivalvos. Al transparentar la columna de agua brinda unas condiciones más propicias para el desarrollo de las plantas bentónicas	-
Aprovisionamiento	Alimentos	Puede constituir un alimento para otras especies. Al alimentarse de fitoplancton, compite con otras especies autóctonas.	+ / -
Regulación	Aguas dulces Purificación del agua	Colapsa las infraestructuras. Es un filtrador muy eficiente. Incrementa el nivel de materia orgánica, afectando así a la calidad de las aguas.	- + / -
	Regulación de enfermedades	El mejillón cebra se ha citado como primer eslabón (huésped) del	-

		parásito <i>Bucephalus polymorphus</i> que afecta ciprínidos, pércidos y centrárquidos. Es huésped intermedio de <i>Phyllodistomum folium</i> , un trematodo que afecta el sistema urinario de los peces.	
Culturales	Turismo y Actividades recreativas	Las prohibiciones impuestas por su presencia limitan la pesca y la navegación recreativas. Las conchas pueden constituir un peligro para los bañistas.	-
	Estéticos	Puede alterar el paisaje, tapiza, barcos muelles infraestructuras etc.	-

No obstante, teniendo en cuenta que los beneficios que ofrecen se encuentran en gran medida superados por las desventajas, y debido a la dificultad de controlar a las EEI una vez que estas se han establecido, prevenir su entrada y/o su expansión debería considerarse una prioridad. Frente al cambio climático esto es aún más importante puesto que es altamente posible que sus efectos alteren profundamente los ecosistemas, y promuevan, entre otras cosas,

las invasiones biológicas, bien facilitando la expansión de EEI ya establecidas, bien favoreciendo la introducción de nuevas especies tanto de forma voluntaria como accidental.

No obstante, la dificultad para realizar previsiones de cara a establecer cuales EEI tendrán mayor impacto y cuales serán los sectores más afectados bajo los efectos del cambio se fundamenta en las siguientes consideraciones:

- Falta de información básica (valoración del impacto económico directo de las EEI y de los gastos de gestión) así como el escaso conocimiento de los mecanismos que vinculan las EEI con los servicios de los ecosistemas y por tanto de la cuantificación de los daños que sobre estos provocan.
- Falta de certeza y, en la actualidad de estudios en España que proyecten la futura distribución de las EEI bajo los efectos del cambio climático.
- Desconocimiento de la respuesta de los sectores productivos al cambio climático.

Estas lagunas permiten únicamente avanzar unas hipótesis que deberían de corroborarse sobre la base de datos sólidos y que, por tanto, no dejan de ser mera especulación.

Los sectores y sistemas ecológicos, económicos y sociales en España definidos por el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (OECC-MARM 2006) son los siguientes: biodiversidad, recursos hídricos, bosques, sector agrícola, zonas costeras, caza y pesca continental, zonas de montaña, suelo, pesca y ecosistemas marinos, transporte, salud humana, industria y energía, turismo, finanzas-seguros, urbanismo y construcción. Todos estos sectores, vulnerables en diferente medida al cambio climático, se caracterizan por una fuerte interdependencia, un factor que plantea un reto a la hora de detectar los diferentes niveles de vulnerabilidad. Además tanto las vulnerabilidades como las respuestas de

adaptación varían en función de los diferentes sectores, del ámbito geográfico y de la escala temporal.

Ésto afecta claramente al problema de las invasiones biológicas cuya evolución dependerá no sólo de los efectos del clima sobre los diferentes sectores, sino también de la respuesta de cada sector al cambio climático así como de otros factores del cambio global que interactúan entre ellos y con el clima cambiante.

Sobre la base de los impactos previstos del cambio climático sobre los diferentes sectores y sistemas señalados en la Evaluación Preliminar General de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático (Moreno *et al.* 2005) y en el Plan Nacional de Adaptación, se avanzan algunas hipótesis de las posibles consecuencias de las EEI para los principales sectores.

LA BIODIVERSIDAD

Principales impactos del cambio climático

Ecosistemas acuáticos continentales: parte de ellos pasarán de ser permanentes a estacionales y algunos desaparecerán. La biodiversidad de muchos de ellos se reducirá y sus ciclos biogeoquímicos se verán alterados. En los ríos las especies termófilas se desplazarán aguas arriba y disminuirá la proporción de especies de aguas frías; en lagunas y lagos, la altitud, la latitud y la profundidad tienen efectos similares sobre las comunidades en relación con la temperatura.

Ecosistemas terrestres: la «aridificación» del sur peninsular y la «mediterraneización» del norte son algunas de las tendencias más significativas dándose una posible disminución de productividad en la Región Mediterránea y un aumento en la Región Atlántica. Se prevén cambios edáficos, cambios en el régimen de incendios y un ascenso del nivel del mar. Se producirán alteraciones en la fenología y las interacciones entre especies, desajustes en las dinámicas de predadores-presas debidos a respuestas diferenciales al clima, una simplificación estructural de la vegetación, el desplazamiento en la distribución de especies hacia el Norte o hacia mayores altitudes con una clara reducción, en algunos casos de sus áreas de distribución y fenómenos de extinción local. La vulnerabilidad es máxima para hábitats específicos (sobre todo de montaña) totalmente aislados, que albergan fauna endémica que no tiene capacidad de migrar o dónde no existe la posibilidad de crear corredores naturales o no hay lugares hacia donde migrar.

Estas previsiones plantean un serio problema de gestión a la hora de conservar la biodiversidad nativa cuya protección depende en gran medida de la disponibilidad de recursos económicos, humanos y materiales además de la prioridad política que se asigne al medioambiente. Por otro lado, como ya se ha tratado ampliamente en el capítulo 2, los efectos del cambio climático brindan a las EEI grandes oportunidades para instalarse o expandirse con impactos negativos a todos los niveles (medioambientales, socio-económicos y sanitarios). Se podría, por tanto, generar un mecanismo de retroalimentación que, en un medio progresivamente más perturbado, favoreciera a las EEI provocando como última consecuencia la disrupción de los ecosistemas y de los servicios que ofrecen.

Desde la perspectiva de la gestión existe una diferencia clave entre las especies nativas y las EEI y puesto que las primeras han de ser protegidas y las segundas controladas. Uno de los mayores problemas está relacionado con su manejo puesto que el impacto y la severidad de las invasiones pueden cambiar y requerir nuevas opciones de manejo. Las nuevas condiciones

podrían reducir la eficacia de ciertos métodos de control o volverlos inviables y elevar así los costes de gestión. Con temperaturas invernales más elevadas, ciertas EEI como por ejemplo el jacinto de agua, podrían tener un mayor potencial reproductor, un hecho que elevaría los costes del control mecánico. Por otro lado, aunque no esté del todo claro cual será el comportamiento de los pesticidas bajo los efectos del cambio climático (Bloomfield *et al.* 2006), hay algunas pruebas que apuntan a que un incremento en las concentraciones de dióxido de carbono puede amplificar la tolerancia de ciertas especies a determinados herbicidas (Ziska *et al.* 1999 y 2004).

La incertidumbre que supone el comportamiento de las EEI bajo los efectos del cambio climático impone ya fuertes inversiones para crear nuevos instrumentos de gestión desarrollados a partir de investigaciones que integren ambos aspectos. Sin embargo, frente a estos costes potenciales queda patente que sería considerablemente más fácil prevenir la introducción de EEI que proyectar su impacto en ecosistemas nuevos y cambiantes.

RECURSOS HÍDRICOS

Principales impactos del cambio climático

Los recursos hídricos sufrirán en España disminuciones importantes. El aumento de la temperatura y la disminución en general de la precipitación, causará una reducción de las aportaciones hídricas. La variabilidad hidrológica en las cuencas atlánticas aumentará haciendo que la frecuencia de avenidas disminuya, aunque no su magnitud. En las cuencas mediterráneas y del interior la mayor irregularidad del régimen de precipitaciones ocasionará un aumento en la irregularidad del régimen de crecidas y de crecidas relámpago.

Es altamente probable que la situación genere una modificación de la demanda de agua tanto por parte del sector agrícola como por la

sociedad en general, dando pie a la construcción de nuevas infraestructuras de almacenamiento y transferencia de agua (canales, transvases, etc.)

que podrían ser utilizados por las EEI como vías de dispersión alcanzando así áreas geográficas distantes. Se hace hincapié en que el riesgo no derivaría únicamente de EEI bien conocidas, como por ejemplo el mejillón cebra o muchas especies de peces invasores, sino también de todas aquellas especies de menor tamaño y

microorganismos (en gran medida desconocidas) que podrían producir fenómenos de invasión. La propia exportación de agua con sus elementos, como sales disueltas y sólidos en suspensión, podría conllevar unas alteraciones físico-químicas del medio (perturbaciones) favorables a las EEI.

BOSQUES

Principales impactos del cambio climático

La fisiología de las especies forestales puede verse profundamente afectada y las especies caducifolias verán incrementada su vulnerabilidad ante episodios adversos. Se podrán producir cambios en la densidad del arbolado o de especies pasando en casos extremos a matorrales o vegetación de menor porte por la disminución de las reservas de aguas en el suelo. Aumentará la inflamabilidad de los combustibles y el riesgo de incendios. El retorno al suelo de materia orgánica aumentará, y disminuirá la producción de madera. La cantidad de carbono devuelta a la atmósfera aumentará sensiblemente. La producción primaria aumentará inicialmente, para disminuir conforme discorra el siglo XXI.

La situación descrita podría aventajar a las EEI con mayor tolerancia o mejor adaptadas a las nuevas condiciones, sobre todo en los ecosistemas más vulnerables (zonas culminales de las montañas, ambientes más xéricos y bosques de ribera). Así mismo las nuevas condiciones climáticas (temperaturas invernales más elevadas) podrían disparar plagas y enfermedades forestales fragmentando y/o mermando aún más el patrimonio forestal.

La pérdida de productividad forestal podría afectar seriamente al sector maderero que podría intentar compensar las pérdidas económicas mediante el uso de especies vegetales exóticas más eficientes bajo condiciones de estrés

hídrico o que se vean favorecidas por la mayor concentración de dióxido de carbono. Así mismo, un aumento en el uso de pesticidas y agentes de control biológico exóticos en respuesta a las plagas y enfermedades forestales podrían poner aun más en entredicho el estado del medio ambiente.

Por otra parte, la necesidad de compensar las emisiones industriales de gases de efecto invernadero podría fomentar la expansión e introducción de monocultivos de especies exóticas de crecimiento rápido (como por ejemplo, *Pinus radiata*, *Eucalyptus* spp, *Populus* spp) como sumideros de CO₂.

SECTOR AGRÍCOLA Y GANADERO

Principales impactos del cambio climático

El impacto será desigual en las diferentes áreas peninsulares. El efecto negativo de temperaturas más elevadas y/o de precipitaciones reducidas podría aumentar la demanda de agua para el riego y reducir la productividad sobre todo en el período estival. No obstante, ésta puede verse compensada por el incremento de CO₂ que estimula mayores tasas fotosintéticas y por temperaturas invernales más suaves que permitirían una mayor productividad en esta estación.

La diversidad de los sistemas ganaderos complica prever con precisión las consecuencias del cambio climático sobre el sector.

Las nuevas condiciones (temperaturas invernales más suaves) y un cambio potencial de las especies/variedades cultivadas podrían favorecer el brote de plagas y enfermedades y alterar su distribución. Así mismo, algunas de las “malas hierbas” exóticas de los cultivos podrían resultar favorecidas bajo las nuevas condiciones. Como en el caso del sector forestal, podría producirse un aumento en el uso de pesticidas y agentes de control biológico exóticos con consecuencias potencialmente negativas para la biodiversidad, así como un

incremento en la implantación de cultivos modificados genéticamente (por ejemplo, resistentes a los herbicidas) que podrían actuar como contaminantes de la biodiversidad autóctona.

Desde el punto de vista de sanidad animal, cabe esperar que los efectos del cambio climático se observen en todos aquellos procesos parasitarios e infecciosos cuyos agentes etiológicos o sus vectores tengan una estrecha relación con el clima.

ZONAS COSTERAS

Principales impactos del cambio climático

El ascenso del nivel medio del mar pone a riesgo de inundación deltas y playas así como zonas antropizadas de usos varios (agrícolas, recreativas, áreas protegidas) ubicadas en sus proximidades. Por otra parte, se podrían generar nuevos humedales que compensarían la pérdida de los que sean anegados.

Se prevé una mayor frecuencia y/o intensidad de tormentas.

Los estuarios y las costas son particularmente susceptibles a la invasión de EEI ya que son centros de actividades que facilitan la propagación de especies no autóctonas. La adaptación de las actividades humanas a las nuevas condiciones podría favorecer la transformación de espacios naturales en

superficies artificiales para el desarrollo residencial y turístico. Esto, junto con posibles cambios en las demandas sectoriales (agricultura, acuicultura, transporte marítimo, industria etc.) podría generar una redistribución de las EEI establecidas y favorecer nuevas invasiones.

CAZA Y PESCA CONTINENTAL

Principales impactos del cambio climático

Al igual que las demás, las especies objeto de caza y pesca se verán afectadas por el cambio climático.

Se trata de actividades que mueven ingentes capitales, un elevado número de personas y afectan a territorios/ecosistemas que son gestionados casi exclusivamente para su práctica. Al mismo tiempo, estas actividades han constituido la vía de entrada de numerosas EEI introducidas de forma voluntaria legalmente e ilegalmente o de forma accidental como es, por ejemplo, el caso del mejillón cebra. Las actuales normativas amparan además alguna de estas EEI mediante el establecimiento de períodos de veda y/o de cupos. Este tipo de protección, así como la declaración de EEI como especies cinegéticas y pescables, ha construido artificialmente en los usuarios un interés para el mantenimiento de estas especies.

De cara al cambio climático es altamente probable que algunas de ellas se vean favorecidas, pudiendo expandir su área de distribución (ver capítulo 2) aumentando así la

presión sobre la fauna autóctona y perjudicándola ulteriormente, pudiendo ser necesario emprender medidas de protección especial. De ocurrir, podría dispararse el número de introducciones ilegales, el número de repoblaciones con especies y/o genotipos alóctonos, y generarse la demanda de nuevas especies para la caza y la pesca. Aunque a largo plazo la biodiversidad nativa se viera perjudicada haciendo suponer daños económicos (un número inferior de licencias, bajada en la venta de equipamientos de caza y pesca, etc.) derivados de la pérdida de un servicio del ecosistema, estos sectores, secundados por una gestión administrativa poco sensible al medio ambiente, han demostrado fehacientemente una elevada capacidad de encontrar especies “alternativas” para seguir el ejercicio de sus actividades aunque éstas fueran completamente insostenibles.

ZONAS DE MONTAÑA

Principales impactos del cambio climático

Se incluyen entre las áreas más vulnerables al cambio climático.

La montaña española concentra importantes áreas de alta biodiversidad y endemismos así como otras formas de gestión tradicionales de elevado valor cultural. Pese a que las zonas de montaña son una de las zonas de los ecosistemas menos afectados por las invasiones biológicas, éstas se encuentran amenazadas por el cambio climático y por otros factores relacionados con la globalización (por ejemplo, el turismo). El desplazamiento de las barreras climáticas a mayores altitudes incrementa las

posibilidades de invasión (sobre todo de plantas) desde zonas más bajas afectando la biodiversidad e interrumpiendo los servicios abastecidos por el ecosistema (Pauchard *et al.* 2009). Sus consecuencias podrían afectar, además de a los hábitats de montaña, a las áreas adyacentes a menor altitud (por ejemplo, alterando la disponibilidad de agua) (Mark & Dickinson 2008). La presencia de EEI podría igualmente comprometer las formas de gestión

tradicional del entorno traduciéndose en una pérdida cultural y económica.

SUELOS

Principales impactos del cambio climático

La desertificación del territorio provocada actualmente por los incendios forestales y la pérdida de fertilidad en suelos de regadío por salinización y erosión se incrementará bajo el cambio climático, especialmente en la España de clima mediterráneo seco y semiárido. El contenido en carbono de los suelos disminuirá (particularmente en las zonas más húmedas y en los prados y bosques) afectando de forma negativa a las propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos.

Particularmente preocupante es la colonización del suelo por parte de plantas exóticas invasoras con escasos requerimientos, elevada tolerancia a factores de estrés y una elevada eficiencia a la hora de aprovechar recursos escasos como el agua. Algunas de ellas podrían también alterar el régimen del fuego (ver capítulo 2) creando

mecanismos de retroalimentación que favorecen al mismo tiempo los incendios y su expansión. Por otro lado, la necesidad de contrarrestar la pérdida de carbono del suelo puede promover la reforestación de tierras marginales para lo cual se podrían introducir EEI.

PESCA Y ECOSISTEMAS MARINOS

Principales impactos del cambio climático

Se prevé una reducción de la productividad de las aguas españolas y cambios que afectarán a muchos grupos de organismos, incluyendo a las especies recurso, sobre todo en su fase larvaria y en el reclutamiento, su distribución, y las redes tróficas marinas.

Es esperable la llegada de un número cada vez más elevado de especies de aguas templadas y subtropicales algunas de las cuales son invasoras o potencialmente invasoras y una disminución de especies boreales. El incremento en la temperatura de las aguas costeras hará más frecuente la aparición de mareas rojas y de parásitos de especies cultivadas cuyas consecuencias repercutirán sobre el comercio y

consumo de pescado y marisco. Los cultivos marinos no subsidiados con alimento pueden verse afectados por la reducción de la productividad marina. Por otro lado, las condiciones cambiantes pueden favorecer en el sector de la acuicultura la introducción de especies exóticas para su cultivo y comercialización con el consiguiente riesgo de escapes al medio natural.

TRANSPORTE

Principales impactos del cambio climático

El sector del transporte podría verse afectado por un cambio en la estructura de las precipitaciones o en el régimen de los vientos, oleaje, la frecuencia de fenómenos como las nieblas y por la subida del nivel del mar.

La nueva situación puede inducir el remodelamiento de las actuales infraestructuras y la construcción de nuevas. De particular relieve serán aquellas que se produzcan en el ámbito portuario en respuesta a la subida del nivel del mar puesto que el transporte marítimo es una de las principales vías de entrada de EEI bien a través de aguas de lastre, como incrustantes o como polizones. Posibles variaciones en el volumen de tráfico marítimo,

así como la construcción de nuevas infraestructuras podrían generar nuevas dinámicas en la distribución de las EEI incrementando el riesgo de nuevas invasiones.

Por otro lado, son esperables cambios en el *pool* de especies transportadas (sobre todo por vía marítima y aérea) al cambiar los lugares de procedencia como consecuencia de las nuevas relaciones comerciales establecidas en respuesta al cambio climático.

SALUD HUMANA

Principales impactos del cambio climático

Se producirán cambios en la morbi-mortalidad y la salud humana será afectada en relación con la temperatura, los eventos meteorológicos extremos la contaminación atmosférica y aumento de los efectos en salud asociados, enfermedades transmitidas por alimentos y el agua y por vectores infecciosos y roedores.

Se podría elevar la incidencia de las zoonosis puesto que las nuevas condiciones climáticas podrían favorecer la expansión de especies-vectores ya presentes en el país, así como producir una mayor virulencia de los parásitos. Es previsible un aumento de los gastos sanitarios directos y en el campo de la prevención epidemiológica por la ampliación/constitución de redes de vigilancia,

alerta y monitoreo de enfermedades como la fiebre de chikungunya, la fiebre del Nilo Occidental, etc.

Igualmente, es previsible que el aumento en la incidencia de enfermedades afecte también a la sanidad animal y vegetal causando importantes pérdidas económicas, y elevando los costes de producción y vigilancia sanitaria.

INDUSTRIA Y ENERGÍA

Principales impactos del cambio climático

Se prevé un incremento de la demanda energética.

Desde la perspectiva de las invasiones biológicas uno de los mayores riesgos de cara al futuro deriva de la potenciación del desarrollo de sistemas de cultivo de biocombustibles con el fin de producir biomasa para obtener energía. Varios de los cultivos para biocombustibles propuestos ya se consideran invasoras "en otros lugares".

En España, han surgido en los últimos años algunos programas de investigación biológica y agronómica con el fin de investigar la producción de cultivos de alto rendimiento (como *Hibiscus cannabinus* y *Helianthus tuberosus*) como una alternativa más rentable para la producción de biomasa. Del mismo modo, algunas compañías agrotecnológicas están probando y comercializando nuevas especies para la producción de energía (por ejemplo, *Jatropha* España). Sin embargo, la situación entraña un riesgo ambiental debido a que algunos de los géneros y especies que se encuentran actualmente investigados son invasoras o potencialmente invasoras. *Opuntia ficus-indica* y *Nicotiana glauca* se prueban en Andalucía por su capacidad de adaptación a condiciones extremas. En la misma región,

Miscanthus sp., *Festuca arundinacea*, *Sorghum bicolor*, *Brassica carinata*, *Arundo donax*, *Cynara cardunculus*, *Avena strigosa*, *Lolium multiflorum* var *Westerwold*, *Eucalyptus* spp., *Populus* sp, *Paulownia* sp., *Leucaena* sp. han sido plantados con fines de experimentación. Pequeñas plantaciones demostrativas de *Paulownia* spp. se han establecido en las regiones de Navarra, Castilla y León, y Castilla-La Mancha. El cultivo de *Jatropha curcas* L. es promovido por algunas compañías y casi 20,65 hectáreas se cultivan en Andalucía. En el marco de estas investigaciones también se utilizan los OGM para probar y mejorar la productividad en términos de energía de varias especies.

Por otra parte, proyectos institucionales y privados de investigación han sido llevado a cabo sobre las algas (por ejemplo, *Anabaena*, *Muriellopsis* y la cianobacteria *Synechocystis* han sido modificados genéticamente para aumentar su capacidad de producción de biocarburantes y otros derivados). Sin embargo, estas tecnologías en desarrollo están comenzando a abandonar el campo de la investigación pura y ya se ha iniciado la apertura de las primeras plantas industriales.

TURISMO

Principales impactos del cambio climático

Los impactos del cambio climático afectarán al medio acarreado la pérdida de beneficios sociales, económicos y ambientales sobre todo en los espacios litorales y de montaña (turismo de playa y de nieve). Es previsible que se produzcan cambios en los destinos turísticos y una modificación en los calendarios de actividades.

España atrae un elevado número de turistas cada año alimentando un sector que contribuye de forma importante al producto interior bruto. Aún siendo innegable su importancia para la economía nacional, su potencial para actuar como una vía de entrada de EEI es muy elevado acarreando graves riesgos sobre todo para los ecosistemas aislados. Tanto los turistas extranjeros que llegan a España como los españoles que regresan al territorio nacional desde otros países pueden introducir accidentalmente (a través de equipajes, mercancías, ropa, zapatos, etc.) enfermedades y organismos (hongos, esporas, nematodos, semillas etc.), invasores o potencialmente invasores. La propia movilidad de los turistas, una vez en el país, aumenta el riesgo de transferencia involuntaria de EEI. Aunque

considerado una actividad sostenible, el ecoturismo constituye desde la perspectiva de las invasiones biológicas una actividad de alto riesgo puesto que se trata de una actividad que se desarrolla en áreas con elevados valores de biodiversidad y con una escasa proporción de especies exóticas (Hall 2007).

Bajo los efectos del cambio climático, la demanda y la oferta de nuevos destinos turísticos generará una redistribución de los puntos con alto riesgo de entrada de EEI. Así mismo, las variaciones en el calendario de actividades podrían coincidir con circunstancias más favorables para las EEI tanto en el lugar de origen (poblaciones numéricamente más elevadas) como de destino (condiciones ambientales propicias).

FINANZA-SEGUROS

Principales impactos del cambio climático

Las aseguradoras se verán gravemente afectadas, enfrentándose a ingentes desembolsos de dinero por los daños que el cambio climático pueda generar (por ejemplo, derivados de eventos extremos) sobre el patrimonio y la salud.

Es posible que el incremento en el número de plagas y enfermedades agrícolas conlleve la redefinición de las características de los seguros colectivos para determinados cultivos para que

incluyan la cobertura de los perjuicios ocasionados en aquellas explotaciones que, aún cumpliendo con todas las medidas de control, sufran daños.

URBANISMO Y CONSTRUCCIÓN

Principales impactos del cambio climático

Las estrategias de ordenación del territorio y los planes urbanísticos deberán incluir medidas de adaptación al cambio climático garantizando la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales, optimizando su consumo. Las nuevas condiciones de habitabilidad de los edificios pueden requerir instalaciones (por ejemplo, de climatización) que repercuten sobre el microclima de la localidad. Las zonas más directamente afectadas dentro de los espacios urbanos son parques y jardines.

Los ambientes urbanos y periurbanos son un reservorio de EEI. Parques y jardines urbanos, planificados en base a modelos paisajísticos artificiales y homogéneos, incluyen un elevado número especies ornamentales exóticas que ya se encuentran como invasoras en el medio natural. El cambio climático podría crear condiciones favorables para que plantas exóticas actualmente inocuas puedan volverse invasoras. Al mismo tiempo, la necesidad de

mantenimiento de zonas verdes podría promover la introducción de especies vegetales exóticas con mayor capacidad de adaptación al nuevo clima.

Por otro lado, las nuevas condiciones podrían generar la oferta de nuevas mascotas exóticas y actuar como disparador de la expansión de especies animales exóticas que actualmente viven en estado libre en muchas urbes españolas.

COMERCIO

Pese a que el comercio no se encuentre incluido como sector específico en el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático, sí se ha considerado imprescindible incluirlo en el presente análisis.

El comercio junto con el transporte y el turismo constituye actualmente uno de los tres factores principales que contribuyen al movimiento

voluntario y accidental de especies, incrementando así la probabilidad de que alguna de ellas pueda volverse invasora. El incremento

en los niveles de consumo ha potenciado la demanda de productos exóticos, lo cual fomenta el movimiento de todo tipo de especie.

En este contexto, el cambio climático podría conllevar profundas alteraciones en los patrones comerciales, generando la creación de nuevos mercados, rutas y productos/especies. Particularmente preocupantes serán los cambios

que afecten a los sectores que comercian con seres vivos, animales y vegetales, destinados al consumo o a otros usos (como por ejemplo la horticultura, el comercio de mascotas, la acuariofilia, etc.) puesto que ninguno de ellos está exento del riesgo de escapes o sueltas intencionadas, así como de la posible introducción accidental de especies eventualmente asociadas.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

1. De los impactos causados por las EEI, el ecológico es el más documentado, mientras que hay escasa información sobre los costes socio-económicos que éstas generan.
2. Tanto en Europa como en España los datos disponibles sobre impacto socio-económico sólo permiten proporcionar una visión subestimada de la realidad que apunta a pérdidas económicas de gran magnitud.
3. Las principales dificultades para la realización de un diagnóstico exhaustivo se deben, por un lado, a la escasez y dispersión de datos relativos a los daños causados directamente por las EEI y a los gastos para su control, y por otro a la falta de una valoración económica de los daños derivados de las pérdidas de los servicios que abastecen los ecosistemas.
4. Es posible que el impacto socio-económico de las EEI se incremente bajo las nuevas condiciones climáticas debido i) a la expansión de EEI ya establecidas y/o próximas al territorio nacional, ii) a la llegada accidental de nuevas EEI, y iii) a otras especies exóticas que, introducidas voluntariamente como recursos más rentables por las nuevas condiciones climáticas, puedan volverse invasoras.
5. No obstante, la falta de información sobre la futura distribución de las EEI bajo los efectos del cambio climático, de datos relativos a su impacto económico directo e indirecto, de la respuesta de los diferentes sectores al clima cambiante, además de las posibles interacciones con otros factores del cambio global, dificultan, en esta fase, la elaboración de previsiones certeras.

Recomendaciones

1. Construir una base de información de partida que sirva como elemento de comparación a la hora de proyectar, bajo las condiciones generadas por el cambio climático, el impacto socio-económico de las EEI sobre diferentes sectores. Para su puesta en marcha se considera crítico:
 - a) Elaborar un informe que recolecte de la forma más exhaustiva posible información sobre los costes derivados del impacto de las EEI y su gestión. Se debería tener en cuenta para cada especie, la valoración de los daños por sector y el desembolso directo o indirecto (por ejemplo a través de los mecanismos LIFE) efectuado por las diferentes administraciones. Así mismo se deberían tener en cuenta los eventuales beneficios económicos sectoriales.
 - b) Promover líneas específicas de investigación sobre el impacto socio-económico de las EEI derivado de la pérdida de servicios de los ecosistemas.
 - c) Promover líneas de investigación específicas para conocer con más detalle como evolucionará la respuesta de los diferentes sectores al cambio climático.
2. Elaboración de un listado de EEI prioritarias para la gestión que conjugue los diferentes tipos de impacto.
3. Puesta en marcha de un proyecto piloto que para un número limitado de EEI seleccionadas sobre la base del listado anteriormente mencionado (ver punto 2) que examine la evolución de su impacto socio-económico bajo los efectos del cambio climático y la probabilidad de abordar su gestión.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Abanades García J.C., J.M. Cuadrat Prats, M. de Castro Muñoz de Lucas, F. Fernández García, C. Gallastegui Zulaica, L. Garrote de Marcos, L.M. Jiménez Herrero, R. Juliá Brugués, I.J. Losada Rodríguez, A. Monzón de Cáceres, J.M. Moreno Rodríguez, J.I. Pérez Arriaga, V. Ruiz Hernández, M^a J. Sanz Sánchez & - R. Vallejo Calzada. (2007). El cambio climático en España. Informe de situación. Informe para el Presidente de Gobierno elaborado por expertos en cambio climático. 42 pp. [en línea]. Disponible en <http://www.mma.es/secciones/cambio_climatico/pdf/ad_hoc_resumen.pdf>. [Consultado el 7 de noviembre 2009].
2. Alcamo J., J.M. Moreno, B. Nováky, M. Bindi, R. Corobov, R.J.N. Devoy, C. Giannakopoulos, E. Martin, J.E. Olesen & A. Shvidenko. (2007). Europe. En: Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Parry M.L., O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden & C.E. Hanson (eds.). (2007). Pp. 541-580. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
3. Aguilar R., X. Pastor & M.J. de Pablo. (2006). Hábitats en peligro. Propuesta de protección de Oceana. Informe. 154 Pp. Disponible en: <http://eu.oceana.org/sites/default/files/reports/habitats_in_danger_dec2006_SPA.pdf> [Consultado el 31 de octubre 2009].
4. Agroinformación. (2010). 3,4 millones de euros para la prevención y control del picudo. Disponible en <<http://www.agroinformacion.com/noticias/31/foestal/28340/34-millones-de-euros-para-la-prevencion-y-control-del-picudo.aspx>>. [Consultado el 16 de agosto de 2010].
5. Andreu J. & Vilà M. (2007). - Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. Ecosistemas, 16 (3): 109-124. Disponible en <<http://www.revistaecosistemas.net/pdfs/505.pdf>> [Consultado el 16 de agosto de 2010].
6. Andreu J. & Vilà M. (2008). Coste de la eliminación de plantas invasoras en España. Pp. 207-210. En: Vilà M., F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría & P. Castro (Coordinadores). (2008). Invasiones Biológicas. Colección Divulgación, CSIC, Madrid. 216 pp.
7. Andrew N.R. & L. Hughes. (2004). Species diversity and structure of phytophagous beetle assemblages along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. Ecological Entomology, 29: 527-542.
8. Anthos. [Año de consulta, 2009]. Sistema de información de las plantas de España. Real Jardín Botánico, CSIC Fundación Biodiversidad. Disponible en <http://www.anthos.es>. [Consultado el 6 de noviembre de 2009].
9. Araújo M.B., W. Thuiller & R.G. Pearson. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. Journal of Biogeography, 33: 1677-1688.
10. Arenas F. (1995). *Sargassum muticum*, un ejemplo de alga invasora. Quercus, 140: 40-41.
11. Bakkenes M., J. Alkemade, F. Ihle, R. Leemans, & J. Latour. (2002). Assessing the effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. Global Change Biology, 8: 390-407.
12. Bale, J.S. & K.F.A. Walters. (2001). Overwintering biology as a guide to the establishment potential of non-native arthropods in the UK. Pp. 343-354. En: D. Atkinson and M. Thorndyke (eds): Environment and Animal Development. Genes, Life Histories and Plasticity. BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp. 358.
13. Bale J.S., G.J. Masters, I.D. Hodkinson, C. Awmack, T. Martijn Beezemer, V. Brown, J. Butterfield, A. Buse, J.C. Coulson, J. Farrar, J.G. Good, R. Harrington, S. Hartley, T. Hefin Jones, R.L. Lindroth, M.C. Press, I. Symrnioudis, A. Watt & J.B. Whittaker. (2002). Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. Global Change Biology, 8: 1-16.
14. Bañón R., J.L. del Río, C. Piñeiro & M. Casas. (2002). Occurrence of tropical affinity fish in Galician waters, north-west Spain. Journal of the Marine Biological Association of the U.K., 82: 877-880.
15. Barrett S.C.H. (2000). Microevolutionary influences of global changes on plant invasions. En: Invasive species in a changing world. Mooney H.A. & R.J. Hobbs (eds.). (2000). Pp. 115-140. Island press, Washington D.C.-Covelo California, USA.
16. Bartolomé C., J. Álvarez Jiménez, J. Vaquero, M. Costa, M.Á. Casermeiro, J. Giraldo & J. Zamora. (2005). Los tipos de hábitats de interés comunitario en España. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 287 pp.
17. Battisti A., M. Stastny, S. Netherer, C. Robinet, A. Schopf, A. Roques, & S. Larsson. (2005). Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. Ecological Applications, 15: 2084-2096.
18. Beaumont L.J., R.V. Gallagher, P.O. Downey, W. Thuiller, M.R. Leishman & L. Hughes. (2009). Modelling the impact of *Hieracium* spp. on protected areas in Australia under future climates. Ecography, 32: 757-764.
19. Benejam Ll., C. Alcaraz, P. Sasal, G. Simon-Levert & E. García-Berthou. (2009). Life history and parasites of the invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a latitudinal gradient. Biological Invasions, 11:2265-2277.
20. Beerling D.J. (1993). The Impact of Temperature on the Northern Distribution Limits of the

- Introduced Species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in North-West Europe. *Journal of Biogeography*, 20 (1): 45-53.
21. Beerling, D.J., B. Huntley & J.P. Bailey. (1995). Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. *Journal of Vegetation Science*, 6: 269–282.
 22. Bernardo JM, Ilhéu M, Matono P y Costa AM (2003) Interannual variation of fish assemblage structure in a mediterranean river: Implications of stream flow on the dominance of native or exotic species. *River research and application* 19: 521-532.
 23. Berry P.M., D. Vanhinsberg, H.A. Viles, P.A. Harrison, R.G. Pearson, R. Fuller, N. Butt & F. Miller. (2001). Impacts on terrestrial environments. Climate change and nature conservation in Britain and Ireland: modelling natural resource responses to climate change (the MONARCH Project). Harrison P.A., P.M. Berry & T.P. Dawson (eds.). Pp. 43–149. UKCIP technical report, Oxford. http://www.ukcip.org.uk/model_nat_res/model_nat_res.html En: Pearson R.G. & T.P. Dawson. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371
 24. Berry P.M., T.P. Dawson, P.A. Harrison & R.G. Pearson. (2002). Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 453–462.
 25. Blanco Lanza S. & L. Éctor. (2008). *Didymosphenia geminata* (Bacillariophyta, Gomphonemataceae), una amenaza para nuestros ríos. *Cuadernos de biodiversidad*, 26: 3-6.
 26. Bloomfield J.P., R.J. Williams, D.C. Gooddy, J.N. Cape & P. Guha (2006). Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater — a U.K. perspective. *Science of the Total Environment*, 369:163–177.
 27. Bortolus A. (2006). The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. *Journal of Biogeography* 33: 158–168.
 28. Botkin, D.B., H. Saxe, M.B. Araújo, R. Betts, R.H.W. Bradshaw, T. Cedhagen, P. Chesson, T.P. Dawson, J.R. Etterson, D.P. Faith, S. Ferrier, A. Guisan, A.S. Hansen, D.W. Hilbert, C. Loehle, C. Margules, M. New, M.J. Sobel & D.R.B. Stockwell. (2007). Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *BioScience*, 57:227–236.
 29. Boudouresque C.F. & M. Verlaque. (2002). Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 32–38.
 30. Bradshaw W.E. & C.M. Holzapfel. (2001). Genetic shift in photoperiodic response correlated with global warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98: 14509-14511. En: Bradshaw W.E. & C. M. Holzapfel. (2006). Evolutionary Response to Rapid Climate Change. *Science*, 312: 1477-1478.
 31. Bradshaw W.E. & C.M. Holzapfel. (2006). Evolutionary Response to Rapid Climate Change. *Science*, 312: 1477-1478.
 32. Brooks M. L., C.M. D'Antonio, D.M. Richardson, J.B. Grace, J.E. Keeley, J.M. Di Tomaso, R.H. Hobbs, M. Pellant & D. Pyke. (2004). Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. *BioScience*, 54 (7): 677-688.
 33. Burgmer T., H. Hillebrand & M. Pfenninger. (2007). Effects of climate driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia*, 151: 93–103.
 34. Cain M.L., B.G. Milligan, & A.E. Strand- (2000) Long-distance dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, 87:1217–1227.
 35. Calvín J.C. (2009). “Comunidad de Algas Esciáfilas Circalitorales en régimen calmo o de coralígeno (AECMC)”. Región de Murcia Digital [en línea]. *Naturaleza, ecosistema marino* [consultado el 30/10/2009]. Disponible en <http://www.regmurcia.com/servlet/s.SI?sit=c,365,m,2624,&r=ReP-16163-DETALLE_REPORTAJESABUELO>
 36. Campos J.A. & F. Silván Beraza. (2001). Flora Exótica de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Gobierno Vasco, Bilbao 201 Pp.
 37. Campos J.A. & M. Herrera. (2009). 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, Bilbao. 296 pp.
 38. Cannon R.J.C. (1998). The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, 4: 785-796.
 39. Capdevila-Argüelles L. & B. Zilletti. (2008). A perspective on climate change and invasive alien species. T-PVS/Inf (2008) 5 rev. Informe técnico para el Consejo de Europa. [en línea]. Disponible en <http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/conventions/bern/T-PVS/sc28_inftps05_en.pdf> [Consultado el 25 de octubre 2009].
 40. Capdevila-Argüelles L., A. Iglesias García, J. F. Orueta & B. Zilletti. (2006) - Especies Exóticas Invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. 287 pp. Organismo Autónomo Parques Nacionales - Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
 41. Carcavallo R.U. & S.C. de Casas. (1996). Some health impacts of global warming in South America. *Journal of Epidemiology*, 6:153–157. En: Epstein P.R., H.F. Diaz, S. Elias, G. Grabherr, N. E. Graham, W. J. M. Martens, E. Mosley-Thompson & J. Susskind. (1998). Biological and physical signs of climate change: focus on mosquito-borne diseases. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79(3): 409-417.
 42. Carlton J.T. (2001). Global change and biological invasions in the oceans. En: *Invasive Species in a Changing World*. Mooney H.A. & R.J. Hobbs (eds.). (2000). Pp. 31-53. Island

- press, Washington D.C.–Covelo California, USA.
43. Carnevali L. & P. Genovesi. (2009). Toward a European Information System on invasive alien species in European Islands. T-PVS/Inf (2009) 13. Informe técnico para el Consejo de Europa. [en línea]. Disponible en <http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/Bern/files/2009TPVSIInf13_en.pdf> [Consultado el 15 de mayo 2010].
 44. Carpintero Ortega S. (2001). Repercusión de la hormiga argentina (*Linepithema humile*) en el Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad de Córdoba. 182 Pp.
 45. Castillo J.M., F.J. Jiménez-Nieva & E. Figueroa (2010). La estrategia de lucha contra la invasión de *Spartina densiflora* en las marismas andaluzas. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2010) Invasiones Biológicas: avances 2009. Pp. 293-294. Actas del 3er Congreso Nacional sobre Invasiones Biológicas "EEI 2009". GEIB, Serie Técnica N. 4. 320 Pp.
 46. CBD. (2002): Resolución VI/23: Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies. Sexta reunión de la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica, La Haya, 7-19 de abril de 2002. Disponible en <<http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>> [Consultado el 24 de octubre 2009]
 47. CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas). (2009) Introducción a la vegetación de ribera. En: Guía visual interactiva de la vegetación de ribera española Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Medio Marino. [en línea] [Disponible en <<http://vegetacionderibera.cedex.es/intro.php>> [Consultado el 24 de octubre 2009]
 48. Chen P., E.O. Wiley & K.M. Mcnysset. (2007). Ecological niche modeling as a predictive tool: silver and bighead carps in North America. *Biological Invasions*, 9:43–51
 49. Chown S.L., S. Slabber, M.A. McGeoch, C. Janion & H.P. Leinaas. (2007). Phenotypic plasticity mediates climate change responses among invasive and indigenous arthropods. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Science*, 274: 2531–2537
 50. Chytrý M., L.C. Maskell, J. Pino, P. Pysek, M. Vilà, X. Font & S. M. Smart (2008). Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, 45: 448–458.
 51. Chytrý M., P. Pyšek, J. Wild, L.C. Maskell, J. Pino & M. Vilà. (2009). European map of alien plant invasions, based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions*, 15: 98–107.
 52. Cobo García D. (2001). Informe sobre la presencia de *Azolla filiculoides* en el Parque Nacional de Doñana. [En línea]. Disponible en <<http://digital.csic.es/handle/10261/13634>>. [Consultado el 27 de octubre de 2009].
 53. Colwell R.R. (1996). Global climate and infectious disease: the cholera paradigm. *Science*, 274 (5295): 2025-2031.
 54. Comesaña J. & C. Ayres (2009). New data on the distribution of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and largemouth bass *Micropterus salmoides*, and of non endemic Iberian gudgeon *Gobio lozanoi* in the Galicia region (NW Spain). *Aquatic Invasions*, 4 (2): 425-427.
 55. Confederación Hidrográfica del Ebro. (2006). Características generales de la biología y el comportamiento del mejillón cebra. Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente [en línea] Disponible en <http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/mejillon/docgeneral/informacion_general.pdf> [Consultado el 10 de octubre de 2009]
 56. Connell J.H. (1961). The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 42, 710–723. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371.
 57. Corn P.S. (2005). Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28.1: 59–67.
 58. Correia A.M. & O. Ferreira. (1995). Burrowing behaviour of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, 15: 248–257.
 59. Coulson S.J., I.D. Hodkinson, N.R. Webb, K. Mikkola, J.A. Harrison & D.E. Pedgley. (2002). Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Diversity and Distributions*, 8: 327-334.
 60. Cox G.W. (2004). *Alien Species and Evolution: The Evolutionary Ecology of Exotic Plants, Animals, Microbes, and Interacting Native Species*. Island Press, Washington. 396 pp.
 61. Crosti R., L.Capdevila-Argüelles & B.Zilletti. (2010). Ecosystem services and invasive bioenergy plants in the Mediterranean Basin; a preliminary outlook in Spain. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2010) Invasiones Biológicas: avances 2009. Pp. 285-287. Actas del 3er Congreso Nacional sobre Invasiones Biológicas "EEI 2009". GEIB, Serie Técnica N. 4. 320 pp.
 62. Cumming G.S. & D.P. Van Vuuren. (2006). Will climate change affect ectoparasite species ranges? *Global Ecology and Biogeography*, 15: 486-497.
 63. D'Antonio C.M. (2000). Fire, plant invasions, and global changes. En: *Invasive species in a changing world*. Mooney H. A. & R. J. Hobbs (eds). (2000). Pp. 65-93. Island press, Washington D.C.–Covelo California, USA.
 64. Dana E.D., E. Sobrino & M. Sanz-Elorza. (2004). Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. En: *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Bañares Á., G. Blanca, J. Güemes,

- J.C. Moeno & S. Otiz, (eds.). (2004). Pp. 1011-1029. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
65. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008a). *Mustela vison*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52880>> . [Consultado el 28 de octubre de 2009].
 66. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008b). *Bonnemaisonia hamifera*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50487>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 67. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008c). *Caulerpa racemosa*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53253>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 68. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway- (2008d). *Seridium cardinale*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50646>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 69. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008e). *Fallopia japonica*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=8137>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 70. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008f). *Robinia pseudoacacia*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=11942>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 71. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008g). *Alexandrium catenella*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53616>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 72. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008h). *Dreissena polymorpha*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50169>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 73. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008i). *Procambarus clarkii*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53452>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 74. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008j). *Eriocheir sinensis*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50176>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 75. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008k). *Aedes albopictus*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=51237>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 76. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008l). *Linepithema humile*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=51083>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 77. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008m). *Trachemys scripta*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50003>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 78. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008n). *Psittacula krameri*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50460>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 79. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008o). *Myocastor coypus*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52881>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 80. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008p). *Procyon lotor*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52892>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 81. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008q). *Hedychium gardnerianum*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=5464>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 82. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008r). *Heracleum mantegazzianum*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=21125>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 83. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008s). *Rhopilema nomadica*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=100837>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 84. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008t). *Tamias sibiricus*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52906>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 85. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. (2008u). *Nyctereutes procyonoides*. Disponible en: <<http://www.europealiens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52883>> [Consultado 2 de noviembre 2009].
 86. Davis A.J., L.S. Jenkinson, J.L. Lawton, B. Shorrocks, & S. Word. (1998a). Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature*, 391: 783-786. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371.
 87. Davis A.J., J.L. Lawton, B. Shorrocks & L.S. Jenkinson. (1998b). Individualistic species responses invalidate simple physiological models of community dynamics under global environmental change. *Journal of Animal Ecology*, 67: 600-612. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371.
 88. De Ambrosio L. & E. Segovia. (2000). Las praderas de *Posidonia*: importancia y

- conservación. Propuesta de WWF/Adena. 32 pp. [En línea]. Disponible en: http://assets.wwf.es/downloads/informe_posidoni_a_1.pdf. [Consultado el 07/11/2009].
89. Dehnen-Schmutz K., J. Touza, C. Perrings & M. Williamson. (2007). The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. *Conservation Biology*, 21: 224–31.
90. Den Boon S., J.F.P. Schellekens, L.M. Schouls, A.W.M. Suijkerbuijk, B. Docters van Leeuwen & W. van Pelt. (2004). Verdubbeling van het aantal consulten voor tekenbeten en *Erythema migrans* in de huisartsenpraktijk in Nederland. *Nederlands Tijdschrift voor Geneeskunde*, 148: 665-670. En: Cumming G.S. & D.P. Van Vuuren. (2006). Will climate change affect ectoparasite species ranges? *Global Ecology and Biogeography*, 15: 486-497.
91. Departamento de Agricultura, Alimentación y Acción Rural. (2010). Resolución AAR/2202/2010, de 29 de junio, por la que se hace público el encargo de gestión que firman el Departamento de Agricultura, Alimentación y Acción Rural y la empresa pública Forestal Catalana, SA. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*, 5663 de 5 de julio. Pag. 51607. [en línea] Disponible en <http://www.gencat.cat/diari_c/5663/10174089.htm>. [Consultado el 10 de agosto de 2010].
92. Desma Estudios Ambientales. (2009). *Diagnosis de la Fauna exótica invasora de la CAV*. Ithobe, Sociedad Pública del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco, Bilbao. 165 pp.
93. Doadrio I. (ed.). (2001): *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. DiGCN-CSIC, Madrid, 374 Pp.
94. Doadrio I., Lara F. & Garilleti R. (2007). La invasión de especies exóticas en los ríos. *Estrategia Nacional de Restauración de Ríos*. Mesa de trabajo. 124 pp. Disponible en: <http://www.mma.es/secciones/acm/aguas_continent_zonas_asoc/dominio_hidraulico/conserv_restauro/pdf/Invasion_esp_exoticas_en_rios.pdf> [Consultado el 15 de noviembre de 2009].
95. Drake, J.M. & J.M. Bossenbroek. (2004). The potential distribution of zebra mussels in the United States. *BioScience*, 54: 931–941.
96. Dukes J.S. & H.A. Mooney. (1999). Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution*, 14 (4):135-139.
97. Dukes J.S. (2000). Will the increasing atmospheric CO₂ concentration affect the success of invasive species? En: *Invasive species in a changing world*. Mooney H.A. & R.J. Hobbs (eds.). (2000). Pp. 95-113. Island press, Washington D.C.–Covelo California, USA.
98. Dulcic J. & B. Grbec. (2000). Climate change and Adriatic ichthyofauna. *Fisheries Oceanography*, 9: 187-191.
99. Dupont A. & G. Pearman. (2006) Heating up the planet: Climate change and security. *Lowy Institute Paper 12*. Lowy Institute for International Policy, Sydney. 143 pp. In: Low T. (2008). *Climate Change & Invasive Species*. A review of Interactions. Department of The Environment, Water, Heritage and the Arts of the Australian Government. 30 pp. [en línea]. Disponible en: <<http://www.environment.gov.au/biodiversity/publications/pubs/interactions-cc-invasive.pdf>>. [Consultado el 13 de noviembre de 2009]
100. EEA (European Environmental Agency). (2004). *Impacts of Europe's changing climate: an indicator-based assessment*. European Environmental Agency Report No. 2/2004, p. 103. EEA, Copenhagen. In: Cumming G. S. & D. P. Van Vuuren. (2006). Will climate change affect ectoparasite species ranges? *Global Ecology and Biogeography*, 15: 486-497.
101. Engler R & A Guisan. (2009). MIGCLIM: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Diversity and Distributions*, 15: 590-601.
102. Epstein P.R., H.F. Diaz, S. Elias, G. Grabherr, N. E. Graham, W.J.M. Martens, E. Mosley-Thompson & J. Susskind. (1998). Biological and physical signs of climate change: focus on mosquito-borne diseases. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79(3): 409-417.
103. Fausch K.D., Y. Taniguchi, S. Nakano, G.D. Grossman & C.R. Townsend. (2001). Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five Holarctic regions. *Ecological Applications*, 11:1438–1455.
104. Figueroa Clemente M.E. y E.M. Castellanos Verdugo. *Las marismas andaluzas del siglo XXI*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía Disponible en <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/contenidoExterno/Pub_revistama/revista_ma40/m_a40_9.html>. [Consultado el 6 de noviembre de 2009].
105. Fitter A.H. & R.S.R Fitter. (2002). Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296: 1689-1691.
106. Foody G.M. (2008). Refining predictions of climate change impacts on plant species distribution through the use of local statistics. *Ecological informatics*, 3: 228-236.
107. Galdini Raimundo R.L., R.L. Fonseca, Schachetti-Pereira R., A.T. Peterson & T.M. Lewinsohn. (2007). Native and exotic distributions of siamweed (*Chromolaena odorata*) modeled using the genetic algorithm for rule-set production. *Weed Science*, 55: 41–48.
108. Galil B.S. & A. Zenetos. (2002). A sea of change: exotics in the eastern Mediterranean sea. En: *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management*. Leppakoski E., S. Gollasch, S. Olenin (eds.). (2002). Pp. 325-336. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands..
109. Galil B.S. (2007). Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 314-322.
110. García-Berthou E., D. Boix & M. Clavero. (2007). Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. En: F. Gherardi (ed) *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Pp. 123–140. *Invading nature Springer series in*

- invasion ecology. Vol 2. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
111. García-Berthou E. & R. Moreno-Amich. (2000). Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Archiv für Hydrobiologie*, 149: 271-284.
 112. Gassó N. (2006). Regional analysis of plant invaders in Spain. Trabajo de Maestría, Universidad Autónoma de Barcelona. En: Vilà M., F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría & P. Castro (Coordinadores). (2008). *Invasiones Biológicas*. Colección Divulgación, CSIC, Madrid. 216 pp.
 113. GEIB (Grupo Especialista en Invasiones Biológicas). (2006). TOP 20: Las 20 especies exóticas o invasoras más dañinas presentes en España. Serie Técnica N.2. GEIB. pp.116.
 114. GEIB (Grupo Especialista en Invasiones Biológicas). (2009). El caracol Manzana invade el Delta del Ebro. Disponible en: < http://geib-noticias.blogspot.com/2009/09/ultima-hora_14.html> [Consultado el 5 de noviembre de 2009]
 115. Genovesi P. & C. Shine (2004): European strategy on invasive alien species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention). *Nature and Environment*, n.º 137, Council of Europe Publishing, 68 pp.
 116. Giménez Verdú I. (1991). Notas sobre el cáncer del ciprés (*Seiridium cardinale*) (Wag.) Sutt. Et Gibs. *Boletín de Sanidad Vegetal, Plagas* 17(3): 423-439.
 117. Githeko A.K., S.W. Lindsay, U.E. Confalonieri & J. A. Patz. (2000). Climate change and vector-borne diseases: a regional analysis. *Bulletin of the World Health Organization*, 78(9): 1136-1147.
 118. Gjershaug J.O., G.M. Rusch, S. Öberg & M. Qvenild. (2008). Alien species and climate change in Norway. An assessment of the risk of spread due to global warming. NINA Report 468, 55 pp. Disponible en: <www.dirnat.no/multimedia.ap?id=1772&contentdisposition=attachment> [Consultado el 27 de mayo de 2010].
 119. Gómez F. & H. Claustre. (2003). The genus *Asterodinium* (Dinophyceae) as a possible biological indicator of warming in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 173-174.
 120. Grigulis K., S. Lavorel, I.D. Davies, A. Dossantos, F. Lloret & M. Vilà. (2005). Landscape-scale positive feedbacks between fire and expansion of the large tussock grass, *Ampelodesmos mauritanica* in Catalan shrublands. *Global Change Biology*, 11: 1042-1053.
 121. Greenslade P, R.A. Farrow & J.M.B. Smith. (1999) Long distance migration of insects to a subantarctic island. *Journal of Biogeography*, 26: 1161-1167.
 122. Gritti E.S., B. Smith & M.T. Sykes. (2006). Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. *Journal of Biogeography*, 33: 145-157.
 123. Guiry M.D. (2009). *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris, 1992. En: Costello M.J., P. Bouchet, G. Boxshall, C. Arvantis, & W. Appeltans. (2009). *European Register of Marine Species*. [en línea] Disponible en <<http://www.vliz.be/Vmdcdata/narms/narms.php?p=taxdetails&id=146371>>. [Consultado el 10 de noviembre 2009].
 124. Hall C.M. (2007). Biosecurity and ecotourism. pp 103-116, en Higham J. (ed) *Critical issues in Ecotourism: understanding a complex tourism phenomenon*. Elsevier, Amsterdam.
 125. Hannah L., G.F. Midgley & D. Millar. (2002). Climate change integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 485-495. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography*, 12: 361-371
 126. Harley C.D.G., A. Randall Hughes, K.M. Hultgren, B.G. Miner, C.J.B. Sorte, C.S. Thornber, L.F. Rodriguez, L. Tomaneck & S.L. Williams. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9: 228-241.
 127. Harrington R., A. Fleming Richard & I.P. Woiwod. (2001). Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology*, 3: 233-240.
 128. Harris L.G. & M.C. Tyrrell. (2001). Changing community states in the Gulf of Maine: synergism between invaders, overfishing and climate change. *Biological Invasions*, 3: 9-21.
 129. Harrison P.A., P.M. Berry, N. Butt & M. New. (2006). Modelling climate change impacts on species' distributions at the European scale: implications for conservation policy. *Environmental science and policy*, 9: 116 - 128.
 130. Harvell C.D., C.E. Mitchell, J.R. Ward, S. Altizer, A.P. Dobson, R.S. Ostfeld & M.D. Samuel. (2002). Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science*, 296: 2158-2162.
 131. Hassall C., D.J. Thompson, G.C. French & I.F. Harvey. (2007). Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. *Global Change Biology*, 13:933-941.
 132. Havel J.E., C.E. Lee & M.J. Vander Zanden. (2005). Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*, 55: 518-525.
 133. Hawkes C.V., A.E. Douglas & A.H. Fitter. (2009). Origin, local experience, and the impact of biotic interactions on native and introduced *Senecio* species. *Biological Invasions*. DOI 10.1007/s10530-009-9435-2. [en línea] Disponible en <<http://www.springerlink.com/content/r240450328758268/fulltext.pdf>> [Consultado el 29 octubre 2009].
 134. Heikkinen R.K., M. Luoto, M.B. Araújo, R. Virkkala, W. Thuiller & M.T. Sykes. (2006). Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, 30 (6): 1-27
 135. Hellmann J.J, J.E. Byers, B.G. Bierwagen & J.S. Dukes. (2008). Five Potential Consequences of

- Climate Change for Invasive Species. *Conservation Biology*, 22 (3): 534–543.
136. Herborg L.H., C.L. Jerde, D.M. Lodge, G.M. Ruiz & H.J. MacIsaac. (2007). Predicting invasion risk using measures of introduction effort and environmental niche models. *Ecological Applications*, 17: 663–674.
137. Hickling R., D.B. Roy, J.K. Hill, R. Fox & C.D. Thomas. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12: 450–455.
138. Hijmans R.J. (2003). The effect of climate change on global potato production. *American Journal of Potato Research*, 80:271–280. En: Hijmans R.J. & C.H. Graham. (2006). The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, 12: 2272–2281.
139. Hijmans R.J. & C.H. Graham. (2006). The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, 12: 2272–2281.
140. Hobbs R.J. & H.A. Mooney. (2005). Invasive Species in a Changing World: The interactions between global change and invasives. En: *Invasive Alien Species: a new synthesis*. Mooney H.A., R. Mack, J. McNeely, L. Neville, P. Schei & J. Waage (eds.) Pp. 310–331. Island Press, Washington D.C.
141. Hódar J.A., J. Castro & R. Zamora. (2002). Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation*, 10 (1): 123–129.
142. Houghton J.T., L.G. Meiro Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenburg & K. Maskell (eds.). (1996). *Climate change 1995: the science of climate change*. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 584 pp.
143. Howard G. (1999). *Especies invasoras y humedales*. RAMSAR COP7DOC.24 Disponible en: http://195.143.117.139/cop7/cop7_doc_24_s.htm [Consultado el 11 de noviembre de 2009].
144. Hungate B.A., J. Canadell & F.S. Chapin III. (1996). Plant species mediate microbial N dynamics under elevated CO₂. *Ecology*, 77: 2505–2515. En: Dukes J.S. (2000). Will the increasing atmospheric CO₂ concentration affect the success of invasive species?
145. Huntley B., P.M. Berry, W. Cramer, A.P. McDonald. (1995). Modelling present and potential future ranges of some European higher plants using climate response surfaces. *Journal of Biogeography*, 22, 967–1001. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography*, 12: 361–371.
146. Huntley B. (2007). Climatic change and the conservation of European biodiversity: Towards the development of adaptation strategies. T-PVS/Inf.(2007)3. Document prepared for the 27th meeting of The Standing Committee of the Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Strasbourg, 26–19 November 2007. 59 pp.
147. ICES (International Council for the Exploration of the Sea). (2007). Status of introductions of non-indigenous marine species to the North Atlantic and adjacent waters 1992–2002. ICES Cooperative Research Report No. 284. 149 pp.
148. Iguchi K., K. Matsuura, K.M. McNyset, A.T. Peterson, R. Scachetti-Pereira, K.A. Powers, D.A. Vieglais, E.O. Wiley & T. Yodo. (2004). Predicting invasions of North American basses in Japan using native range data and a genetic algorithm. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 845–854.
149. IMO International Maritime Organization. (2002). Disponible en http://globallast.imo.org/poster4_english.pdf [Consultado el 27 de octubre de 2009]
150. International Energy Authority. (2004). 'Biofuels for Transport: An International Perspective.' IEA, Paris. 216 pp. En: Low T. & C. Booth. (2007). *The Weedy Truth About Biofuels*. Invasive Species Council, Melbourne. 43 pp.
151. IPCC (2001) *Climate Change 2001: Synthesis Report*. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. 397 pp.
152. IPCC. (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.) (2007) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 18 pp.
153. Izco J. (1988). Caracterización florística del piso temocolino. En: *Homenaje a Pedro Montserrat*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC, Instituto Pirenaico de Ecología (eds.). (1988) Pp. 603–607.
154. Jeltsch F., K.A. Moloney, F.M. Schurr, M. Köchy & Monika Schwager. (2008). The state of plant population modelling in light of environmental change. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, (3–4): 171–189.
155. Jeschke J.M. & D.L. Strayer. (2008). Usefulness of Bioclimatic Models for Studying Climate Change and Invasive Species. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 1–24.
156. Johnson L.E. & D.K. Padilla. (1996). Geographic spread of exotic species: Ecological lessons and opportunities from the invasion of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biological Conservation*, 78: 23–33.
157. Junta de Andalucía. (2010). El Gobierno andaluz refuerza las medidas contra la plaga de las palmeras. 24 [en línea] Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/organismos/consejo/detalle/23_03_2010.html#22157 [Consultado el 16 de agosto de 2010].
158. Kao-Kniffin J. & T.C. Balsler. (2007). Elevated CO₂ differentially alters belowground plant and

- soil microbial community structure in reed canary grass-invaded experimental wetlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 517-525.
159. Kappelle M., M.I. Van Vuuren & P. Baas. (1999). Effects of climate change on biodiversity: a review and identification of key research issues. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1383-1397.
 160. Karl T.R. & E. Trenberth. (2003). Modern global climate change. *Science*, 302 (5651): 1719-1723.
 161. Keane, R.M. & M.J. Crawley. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 164-170. En: Jeschke J.M. & D.L. Strayer. (2008). Usefulness of Bioclimatic Models for Studying Climate Change and Invasive Species. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 1-24.
 162. Kearney M & W.P. Porter. (2004) Mapping the fundamental niche: physiology, climate, and the distribution of a nocturnal lizard. *Ecology*, 85: 3119-3131. En: Hijmans R.J. & C.H. Graham. (2006). The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, 12: 2272-2281.
 163. Kettunen M., P. Genovesi, S. Gollasch, S. Pagad, U. Starfinger, P. ten Brink & C. Shine. (2008). Technical support to EU strategy on invasive species (IS) - Assessment of the impacts of IS in Europe and the EU (Final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 40 pp. + Annexes. (DG ENV contract).
 164. Klein J & M. Verlaque. (2008). The *Caulerpa racemosa* invasion: A critical review. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 205-225.
 165. Klötzli F. & G.R. Walther (eds.). (1999). Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming. Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland. 342 pp.
 166. Kolar C.S. & D.M. Lodge. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, 78: 199-204.
 167. Kriticos D.J., R.W. Sutherst, J.R. Brown, S.W. Adkins & G.F. Maywald. (2003). Climate change and the potential distribution of an invasive alien plant: *Acacia nilotica* ssp. *indica* in Australia. *Journal of Applied Ecology*, 40: 111-124.
 168. Kullman L. (2000). Tree-limit rise and recent warming: a geoeological case study from the Swedish Scandes. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 54: 49-59.
 169. Kullman L. (2001). 20th Century Climate Warming and Tree-limit Rise in the Southern Scandes of Sweden. *Ambio*, 30 (2):72-80.
 170. Lange H., B. Ókland & P. Krokene. (2006). Thresholds in the life cycle of the spruce bark beetle under climate change. *Interjournal For Complex Systems*, 1648:1-10.
 171. Largiadèr C.R. (2007). Hybridization and introgression between native and alien species. En: *Biological Invasions*. Nentwig W. (ed.). Pp. 275-292. *Ecological studies* vol. 193. Springer, Berlin.
 172. Lawton J.L. (2000). Concluding remarks: a review of some open questions. En: *Ecological consequences of environmental heterogeneity*. Hutchings M.J, E. John & A.J.A. Stewart (eds.), Pp. 401-424. Cambridge University Press, Cambridge. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371.
 173. Leaf A. (1989). Potential health effects of global climate and environmental changes. *The New England Journal of Medicine*, 321:1577-1583. En: Epstein P.R., H.F. Diaz, S. Elias, G. Grabherr, N. E. Graham, W. J. M. Martens, E. Mosley-Thompson & J. Susskind. (1998). Biological and physical signs of climate change: focus on mosquito-borne diseases. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79(3): 409-417.
 174. Lehtonen H. (1996). Potential effects of global warming on northern European freshwater fish and fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 3: 59-71.
 175. Lockwood J.L., P. Cassey & T. Blackburn. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20 (5): 223-228.
 176. Lodge D.M., C.A. Taylor, D.M. Holdich & J. Skurdal. (2000). Non-indigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries*, 28:7-20.
 177. López J.A. & J.A. Rodríguez. (1998). Praderas de fanerógamas marinas en el litoral andaluz. *Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Málaga*. 127 pp.
 178. López-Vélez R. & R. Molina Moreno. (2005). Cambio climático en España y riesgo de enfermedades infecciosas y parasitarias transmitidas por artrópodos y roedores. *Revista Española de Salud Pública*, 79 (2): 177-190.
 179. Lotan A., M. Fine & R. Ben-Hillel. (1994). Synchronization of the life cycle and dispersal pattern of the tropical invader scyphomedusan *Rhopilema nomadica* is temperature dependent. *Marine Ecology Progress Series*, 109: 59-65.
 180. Low, T. & C. Booth. (2007). The Weedy Truth About Biofuels. *Invasive Species Council*, Melbourne. 43 pp. En: Low T. (2008). *Climate Change & Invasive Species. A review of Interactions*. Department of The Environment, Water, Heritage and the Arts of the Australian Government. 30 pp. [en líneas] Disponible en <<http://www.environment.gov.au/biodiversity/publications/pubs/interactions-cc-invasive.pdf>> [Consultado el 4 de noviembre de 2009]
 181. Low T. (2008). *Climate Change & Invasive Species. A review of Interactions*. Department of The Environment, Water, Heritage and the Arts of the Australian Government. 30 pp. [en línea] Disponible en <<http://www.environment.gov.au/biodiversity/publications/pubs/interactions-cc-invasive.pdf>> [Consultado el 4 de noviembre 2009].
 182. Lowe S., M. Brown, S. Boudjelas & M. De Poorter. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. *ISSG/IUCN*, New Zealand, Pp. 12.

183. Luoto M., R.K. Heikkinen, J. Pöyry & K. Saarinen. (2006). Determinants of the biogeographical distribution of butterflies in boreal regions. *Journal of Biogeography*, 33:1764–1778.
184. Luque C.J., A. Pérez Vázquez, E. Mateos-Naranjo, S. Redondo-Gómez, M. Cocay & E.M. Castellanos. (2010). Distribución de la gramínea exótica *Spartina densiflora* en el Parque Nacional de Doñana. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2010) *Invasiones Biológicas: avances 2009*. Pp. 295-296. Actas del 3er Congreso Nacional sobre Invasiones Biológicas “EEI 2009”. GEIB, Serie Técnica N. 4. 320 pp.
185. Mark A.F. & K.J. Dickinson. (2008). Maximizing water yield with indigenous non-forest vegetation: a New Zealand perspective. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 25–34.
186. Marmion M., M. Luoto, R.K. Heikkinen & W. Thuiller. (2009). The performance of state-of-the-art modelling techniques depends on geographical distribution of species. *Ecological Modelling*, 24: 3512-3520
187. Martí R. & J.C. del Moral (eds.) (2003): Atlas de las aves reproductoras de España, DGCN-SEO/BirdLife, Madrid, 733 Pp.
188. Martínez J. & I. Adarraga (2006). Programa de vigilancia y control de la introducción de especies invasoras en los ecosistemas litorales de la costa Vasca. 1. Costa de Guipuzkoa. Gobierno Vasco. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 267 pp.
189. Masseti M. (2009) Mammals of the Mediterranean islands: homogenisation and the loss of biodiversity. *Mammalia*, Vol.73, 3:169–202. DOI: 10.1515/MAMM.2009.029.
190. Mateos E., S. Redondo, T. Luque, M.E. Figueroa. 2006. “*Spartina densiflora*”. *El Ecologista* n° 48. [en línea]. Disponible en <<http://www.ecologistasenaccion.org/spip.php?article5933>> [Consultado el 30 de octubre 2009].
191. Mateos Naranjo E. (2008). Hacia una metodología de gestión de la especie invasora *Spartina densiflora* Brongn.: Estado de invasión, avances ecofisiológicos y control. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla, Sevilla 179 pp. Disponible en Internet: <http://blad14.us.es/tesis/tesis/1166/hacia-una-metodologia-de-gestion-de-la-especie-invasora-spartina-densiflora-brongn-estado-de-invasion-avances-ecofisiologicos-y-control/> [Consultado el 24 de junio de 2010].
192. Matthews W.J. & E. Marsh-Matthews. (2003). Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology*, 48: 1232–1253.
193. Mayol J., A.M. Grau, J. Oliver & F. Riera. (2000). Llibre vermell dels peixos de les Balears. Documents tècnics de conservació, II època, núm. 7 – Quaderns de Pesca. Conselleria de Medi Ambient i Conselleria d’Agricultura i Pesca. Palma de Mallorca. 126 pp.
194. Mayol, J. (Coord.). 2003. Insularidad y Especies Introducidas: Diagnósis y Propuestas. En: Zilletti B., L. Capdevila-Argüelles y N. Pérez Hidalgo (Coords.): Anexos: Conclusiones Generales y Grupos de Trabajo. “EEI 2003” I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Grupo Especies Invasoras Ed., G.E.I. Serie Técnica, 1a: 23.
195. Mazzella L.; B. Scipion, M.C. Gambi, E. Fresi, M.C. Buia, F. Russo, R. De Maio, M. Lorenti & A. Rando. (1987). Le praterie sommerse del Mediterraneo. Laboratorio di ecologia del benthos della Stazione zoologica Anton Dohrn di Napoli - Ischia (ed.). (Ercolano: La Buona Stampa). 59 pp.
196. McMichael A.J., A. Haines & R. Slooff (eds.). (1996). *Climate Change and Human Health*. World Health Organization, Ginebra, Suiza. 297 pp.
197. Menzel A., T.H. Sparks, N. Estrella, E. Koch, A. Aasa, R. Ahas, K. Alm-Kübler, P. Bissoli, O. Braslavská, A. Briede, F.M. Chmielewski, Z. Crepinsek, Y. Curnel, Å. Dalh, C. Defila, A. Donnelly, Y. Filella, K. Jatczak, F. Måge, A. Mestre, O. Nordli, J. Peñuelas, P. Pirinen, V. Remišová, H. Scheffinger, M. Striz, A. Susnik, VanVliet A., F.E. Wielgolaski, Zach S. & A. Züst. (2006). European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology*, 12: 1969-1976
198. Meshinev T., I. Apostolova & E. Koleva. (2000). Influence of warming on timberline rising: a case study on *Pinus peuce* Griseb. in Bulgaria. *Phytocoenologia*, 30:431-38. En: Parmesan C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637-669.
199. Midgley G.F., L. Hannah, D. Millar, M.C. Rutherford & L.W. Powerie. (2002). Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 445–451. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371
200. Mitchell, C.E., A.A. Agrawal, J.D. Bever, G.S. Gilbert, R.A. Huffbauer, J.N. Klironomos, J.L. Maron, W.F. Morris, I.M. Parker, A.G. Power, E.W. Seabloom, M.E. Torchin & D.P. Vázquez. (2006). Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters*. 9 (6): 726-740. En: Jeschke J.M. & D.L. Strayer. (2008). Usefulness of Bioclimatic Models for Studying Climate Change and Invasive Species. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 1–24.
201. Mitikka V., R.K. Heikkinen, M. Luoto, M.B. Araújo, K. Saarinen, J. Pöyry & S. Fronzek. (2008). Predicting range expansion of the map butterfly in Northern Europe using bioclimatic models. *Biodiversity Conservation*, 17: 623–641.
202. Moiseev P.A. & S.G. Shiyatov. (2003). The use of old landscape photographs for studying vegetation dynamics at the treeline ecotone in the Ural Highlands, Russia. En *Alpine Biodiversity in Europe*. L. Nagy, G. Grabherr, C. Körner, D. B. A. Thompson (eds.). Pp. 423-36. Berlin: Springer-Verlag. En: Parmesan C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37: 637-669.

203. Molinero J.C., F. Ibanez, P. Nival, I. Buecher & S. Souissi. (2005). North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. *Limnology and Oceanography*, 50: 1213-1220.
204. Mooney H.A. & R. J. Hobbs. (2000). *Invasive species in a changing world*. Island press, Washington D.C. – Covelo California, USA. 457 pp.
205. Moragues Botey E. (2006). Flora alòctona de les Illes Balears. Ecología de dos especies invasoras: *Carpobrotus edulis* y *Carpobrotus aff. Acinaciformis*. Tesis doctoral. Imedeia, Universitat de les Illes Balears. 354 pp.
206. Moreno J. M., E. Aguiló, S. Alonso, M. Álvarez Cobelas, R. Anadón, F. Ballester, G. Benito, J. Catalán, M. de Castro, A. Cendrero, J. Corominas, J. Díaz, F. Díaz-Fierros, C. M. Duarte, A. Esteban Talaya, A. Estrada Peña, T. Estrela, A. C. Fariña, F. Fernández González, E. Galante, F. Gallart, L. D. García de Jalón, L. Gil, C. Gracia, A. Iglesias, R. Lapieza, J. Loidi, F. López Palomeque, R. López-Vélez, J. M. López Zafra, E. de Luis Calabuig, J. Martín-Vide, V. Meneu, M. I. Mínguez Tudela, G. Montero, J. Moreno, J. C. Moreno Saiz, A. Nájera, J. Peñuelas, M. T. Piserra, M. A. Ramos, D. de la Rosa, A. Ruiz Mantecón, A. Sánchez-Arcilla, L. J. Sánchez de Tembleque, F. Valladares, V. R. Vallejo & C. Zazo. (2005). Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 846 Pp.
207. Moreno J.M. (2006). Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Resumen de la ponencia presentada por el Departamento de Ciencias Ambientales Universidad de Castilla-La Mancha Toledo, España. [en línea] Disponible en: <<http://habitat.aq.upm.es/boletin/n38/ajmor.html>> [Consultado el 29 de octubre 2009].
208. Morin X & W. Thuiller. (2009). Comparing niche- and process-based models to reduce prediction uncertainty in species range shifts under climate change. *Ecology*, 90(5): 1301–1313.
209. Moya B.V., A.E. Hernández & H. Elizalde Borrell. (2005). Los humedales ante el cambio climático. *Investigaciones Geográficas*, nº37, pp. 127-132.
210. Mueller J.M., & J.J. Hellmann. (2008). An assessment of invasion risk from assisted migration. *Conservation Biology*, 22 (3): 562-567.
211. Myers J.H., M. Denoth & J. Shaben. (2004). *Invasive Plants: Their Impacts and Control in Changing Environments*. En: *Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference*. T.D. Hooper (ed.). (2004). Pp. 1-6. Victoria, B.C.
212. Nathan R. (2006) Long-Distance Dispersal of Plants. *Science*, 313 (5788): 786 – 788.
213. Nehring S. (2006). Four arguments why so many alien species settle into estuaries, with special reference to the German river Elbe. *Helgolander Marine Research*, 60: 127–134.
214. Nussley D.H., E. Postma, P. Gienapp, M.E. Visser. (2005). Selection on heritable phenotypic plasticity in a wild bird population. *Science*, 310: 304-306. En: Bradshaw W.E. & C.M. Holzapfel. (2006). Evolutionary Response to Rapid Climate Change. *Science*, 312: 1477-1478.
215. Occhipinti-Ambrogi A. (2007). Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 342-352.
216. Oceana/ J. Cueto (información online). <http://na.oceana.org/sites/default/files/o/fileadm_in/oceana/uploads/europe/reports/5_fondos_maerl.pdf> [Consultado el 31 de octubre 2009]
217. OECC (Oficina Española de Cambio Climático, MARM). (2006). Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. Disponible en: <http://www.marm.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/pna_v3_tcm7-12445.pdf> [Consultado el 25 de octubre de 2009].
218. Olden J.D., N.L. Poff, & K.R. Bestgen. (2006). Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. *Ecological Monographs*, 76: 25–40.
219. Oliva-Paterna F.J., A. Andreu, D. Verdiell & M. Torralba. (2005). First occurrence of *Lepomis gibbosus* (L.,1758) in the Segura river basin (SE, Spain) *Limnetica*, 24(3-4): 199-202.
220. Organización Mundial de la Salud (OMS). (1996). *The World Health Report 1996: Fighting Disease, Fostering Development*. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 137 pp.
221. Orueta J. (2009). International efforts to conserve biological diversity in islands. T-PVS/Inf (2009) 1. Informe técnico para el Consejo de Europa. Disponible en <http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/Bern/files/2009TPVSIInf1_en.pdf> [Consultado el 15 de mayo 2010].
222. Orueta J.F., Y. Aranda, T. Gómez, G.G. Tapia & L. Sánchez-Mármol. (2005). Successful eradication of invasive rodents from a small island through pulsed baiting incide covered stations. *Biological Invasions*, 7: 141-147.
223. Padilla D.K. & S.L. Williams. (2004). Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 131–138.
224. Paillard D. (1998). The timing of Pleistocene glaciations from a simple multiple-state climate model. *Nature*, 391: 378-381.
225. Paillard D. (2001). Glacial Cycles: Toward a New Paradigm. *Reviews of Geophysics*, 39 (3): 325-346.
226. Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.) (2002): *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*, DGCN-SECEM-SECEMU, Madrid, 564 Pp.
227. Parmesan C. (1996). Climate and species range. *Nature*, 382: 765–66.
228. Parmesan C. & G. Yohe. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37-42.
229. Parmesan C. (2006). Ecological en evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637-669.

230. Paterson E., S. Rattray & K. Killham. (1996). Effect of elevated atmospheric CO₂ concentration on C-partitioning and rhizosphere C-flow for three plant species. *Soil Biology Biochemistry* 28: 195-201. In: Kao-Kniffin J. & T. C. Balsler (2007). Elevated CO₂ differentially alters belowground plant and soil microbial community structure in reed canary grass-invaded experimental wetlands. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 517-525.
231. Patiño-Martínez J. & A. Marco. (2005). Potencial invasor de los galápagos exóticos en el País Vasco. *Munibe (Ciencias Naturales-Natur Zientziak)*, 56: 97-112.
232. Patz J.A., P.R. Epstein, T.A. Burke & J.M. Balbus. (1996). Global climate change and emerging infectious diseases. *Journal of the American Medical Society*, 275: 217-223. En: Epstein P.R., H.F. Diaz, S. Elias, G. Grabherr, N. E. Graham, W. J. M. Martens, E. Mosley-Thompson & J. Susskind. (1998). Biological and physical signs of climate change: focus on mosquito-borne diseases. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79(3): 409-417.
233. Pauchard A., C. Kueffer, H. Dietz, C.C.Daehler, J.Alexander, P.J.Edwards, J.R.Arévalo, L.A. Cavieres, A.Guisan, S.Haider, G.Jakobs, K.McDougall, C.I.Millar, B.J.Naylor, C.G. Parks, L.J. Rew & T.Seipel. (2009). Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(9): 479-486
234. Pearson R.G., T.P. Dawson, P.M. Berry & P.A. Harrison. (2002). SPECIES: a spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling*, 154: 289-300. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371
235. Pearson R.G. & T.P. Dawson. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography*, 12: 361-371
236. Pearson R.G., T.P. Dawson & C. Liu. (2004). Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography*, 27: 285-298.
237. Pendall E., A.R. Mosier & J.A. Morgan. (2004). Rhizodeposition stimulated by elevated CO₂ in a semiarid grassland. *New Phytologist* 162: 447-458. In: Kao-Kniffin J. & T.C. Balsler (2007). Elevated CO₂ differentially alters belowground plant and soil microbial community structure in reed canary grass-invaded experimental wetlands. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 517-525.
238. Peñuelas J., S. Sabaté, I. Filella & C. Gracia. (2004). Efectos del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres: observación, experimentación y simulación. En: Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Páginas 425-460. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
239. Peres J.M. (1984). La regression des herbiers à *Posidonia oceanica*. En: Boudouresque C.F., A. Jeudy de Grissac & J. Olivier; (eds.). International Workshop on *Posidonia oceanica* beds (en francés). GIS Posidonie publ., pp. 445-454.
240. Pérez Pérez L., C. Chica Moreu & J. Barreiro Hurlé (2007). Valoración económica de la invasión del mejillón cebra en la cuenca del Ebro. *Economía Aragonesa*, 32:105-124.
241. Peribáñez M.A., M^oL. Elrío, I. Cia & M.J. Gracia (2006). Introducción con el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) de helmintos parásitos en la cuenca del Ebro Pag 34. Libro de Resúmenes del 2^o Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. León 19-22 de septiembre de 2006 Disponible en Internet: <http://sites.google.com/site/geibbiblioteca/Home/monografias-tecnicas-y-cientificas/congresos-nacionales-sobre-especies-exoticas-invasoras> [Consultado el 24 de junio de 2010]
242. Peterson A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberon, & R.W. Buddemeier. (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, 416: 626-629.
243. Peterson A.T., M. Papes, & D.A. Kluza. (2003). Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Science*, 51: 863-868.
244. Peterson A.T., R. Scachetti-Pereira & W.W. Hargrove. (2004). Potential geographic distribution of *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) in North America. *The American Midland Naturalist*, 151: 170-178.
245. Philippart C.J.M., R. Anadón, R. Danovaro, J.W. Dippner, K.F. Drinkwater, S.J. Hawkins, G. O'Sullivan, T. Oguz & P.C. Reid. (2007). Impacts of Climate Change on the European Marine and Coastal Environment. Marine Board Position Paper n^o 9. European Science Foundation. 83 pp. [en línea]. Disponible en: <http://www.esf.org/research-areas/marine-board/publications.html> [Consultado el 25 octubre 2009]
246. Pickett S.T.A. & P.S. White. (1985). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York. 472 pp.
247. Pino J., Gassó N. M. Vilà & D. Sol. (2008). Regiones y hábitats invadidos. En: Vilà M., F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría & P. Castro (Coordinadores). *Invasiones Biológicas*. Pp. 41-51 Colección Divulgación, CSIC, Madrid. 216 pp.
248. PlantLife – The wild plant conservation charity. (2005). Under pressure. Climate change and the UK's wild plants. PlantLife – The wild plant conservation charity (ed.), Salisbury, UK. 11pp.
249. Pleguezuelos J.M.; R. Marquez & M. Linaza (eds.) (2002): Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España, DGCN- AHE, Madrid, 584 Pp.
250. Poff N.L., M.M. Brinson & J.W. Day Jr. (2002). Aquatic ecosystems and global climate change: potential impacts on inland freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States. Pew Center on Global Climate Change, 44 pp. Arlington, Virginia. [en línea]. Disponible en: <http://www.pewclimate.org/docUploads/aquatic.pdf> [Consultado el 11 noviembre de 2009].

251. Policy Research Initiative. (2008). Integrating Climate Change into Invasive Species Risk Assessment/Risk Management. Workshop report. Policy Research Initiative, Government of Canada. 22 pp. Disponible en: <http://www.policyresearch.gc.ca/doclib/WR_S_D_InvasiveSpecies_200811_e.pdf> [Consultado el 27 de mayo de 2010].
252. Pons Fàbregas C. (2007). Estudio del estado de conservación de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson en Menorca. Máster en Gestión Sostenible de Sistemas Costeros y Marinos. Proyecto final. International University Study Center – Universidad de Cádiz. En colaboración con el Observatori Socioambiental de Menorca – Institut Menorquí d'Estudis. Disponible en: <<http://www.obsam.cat/documents/documents/Pons-Fabregas-Cymodocea-2007.pdf>> [Consultado el 8 de noviembre 2009].
253. Potvin C. & L. Vasseur. (1997). Long-term CO₂ enrichment of a pasture community: species richness, dominance, and succession. *Ecology*, 78: 666-677. En: Dukes J.S. (2000). Will the increasing atmospheric CO₂ concentration affect the success of invasive species? En: Invasive species in a changing world. Mooney H.A. & R.J. Hobbs (eds). Pp. 95-113. Island press, Washington D.C.–Covelo California, USA.
254. Prentice I.C., W. Cramer, S.P. Harrison, R. Leemans, R.A. Monserud & A.M. Solomon. (1992). A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography*, 19: 117-134. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371
255. Quéro J.C., M.H. Du Buit & J.J. Vayne. (1998). Les observations de poissons tropicaux et le réchauffement des eaux dans l'Atlantique européen. *Oceanologica Acta*, 21(2): 345-351.
256. Raghu S., R.C. Anderson, C.C. Daehler, A.S. Davis, R.N. Wiedenmann, D. Simberloff & R.N. Mack. (2006). Adding Biofuels to the Invasive Species Fire? *Science* 313: 1742. In: Low T. (2008). *Climate Change & Invasive Species. A review of Interactions*. Department of The Environment, Water, Heritage and the Arts of the Australian Government. 30 pp. Disponible en <<http://www.environment.gov.au/biodiversity/publications/pubs/interactions-cc-invasive.pdf>> [Consultado el 4 noviembre 2009].
257. Rahel F.J., & J.D. Olden. (2008). Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology*, 22 (3): 521-533.
258. Reále D., A.G. McAdam, S. Boutin & D. Berteaux. (2003). Genetic and plastic responses of a northern mammal to climate change. *Proceedings of the Royal Society of London. Biological Sciences*, 270: 591-596. En: Bradshaw W.E. & C.M. Holzapfel. (2006). Evolutionary Response to Rapid Climate Change. *Science*, 312: 1477-1478.
259. Reaser J.K., L.A. Meyerson, Q. Cronk, M. De Poorter, L.G. Eldredge, E. Green, M. Kairo, P. Latasi, R.N. Mack, J. Mauremootoo, D. O'Dowd, W. Orapa, S. Sastroutomo, A. Saunders, C. Shine, S. Thrainsson & L. Vaiutu. (2007). Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, 34, 2: 98-111.
260. Recasens J., J.A. Conesa, J. Millán & A. Taberner. (2007). Previsión del impacto agronómico y económico de *Sicyos angulatus* como mala hierba invasora de campos de maíz en Cataluña. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2007). *Invasiones biológicas: un factor del cambio global*. EEI 2006 actualización de conocimientos. Pp. 27-39. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006". GEIB, Serie Técnica Nº 3, 280 pp.
261. Reinhart K.O & R.M. Callaway. (2004). Soil biota facilitate exotic *Acer* invasions in Europe and North America. *Ecological Applications*, 14 (6): pp. 1737-1745.
262. Rejmánek M., D.M. Richardson & P. Pyšek. (2005). Plant invasions and invisibility of plant communities. En: *Vegetation Ecology*. van der Maarel E. (ed.). (2005). Pp.332-355. Blackwell, Malden/Oxford/Carlton.
263. Richardson D.M., P.M. Holmes, K.J. Esler, S.M. Galatowitsch, J.C. Stromberg, S.P. Kirkman, P. Pysek & R.J. Hobbs. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13:126-139.
264. Rindi F., M.D. Guiry & F. Cinelli. (1999). Morphology and reproduction of the adventice Mediterranean rhodophyte *Polysiphonia setacea*. *Hydrobiologia*, 398/399: 91-100.
265. Robinson R.A., J.A. Learmonth, A.M. Hutson, C.D. Macleod, T.H. Sparks, D.I. Leech, G.J. Pierce, M.M. Rehfish & H.Q.P. Crick. (2005). Climate Change and Migratory Species. Defra Research Contract CR0302, British Trust for Ornithology Research Report 414, UK. 31 pp.
266. Romero Buján M.I. (2007). Flora exótica de Galicia (noroeste ibérico). *Botanica Complutensis*: 31: 113-125.
267. Root T.L., D.P. MacMynowski, M.D. Mastrandrea & S.H. Schneider. (2005). Human-modified temperatures induced species changes: joint attribution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102: 7465-7469.
268. Rosenzweig C & M.L. Parry. (1994). Potential impact of climate change on world food supply. *Nature*, 367: 133-138. En: Hijmans R.J. & C.H. Graham. (2006). The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, 12: 2272-2281
269. Roura-Pascual N., A.V. Suarez, C. Gómez, P. Pons, Y. Touyama, A.L. Wild & A.T. Peterson. (2004). Geographical potential of Argentine ants (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences*, 271: 2527-2534.
270. Ruitton S., F. Javel, J.-M. Culioli, A. Meinesz, G. Pergent & M. Verlaque. (2005). First assessment of the *Caulerpa racemosa* (Caulerpa, Chlorophyta) invasion along the French Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1061-1068.

271. Ruiz Fernández J.M., A. Ramos Segura, R. García Muñoz & J. M. Sandoval Gil. (2006). Informe anual de resultados del tercer año de seguimiento (2006) de la red de Posidonia oceánica de la Región de Murcia. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia, 108 pp.
272. Ruiz Fernández J.M., A. Ramos Segura & R. García Muñoz. (2006). Presencia del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral murciano en 2006. Instituto Español de Oceanografía, Biblioteca del Centro Oceanográfico de Murcia, 15 pp.
273. Ruiz Fernández J.M., A. Ramos Segura y R. García Muñoz. (2009). Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Región de Murcia Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. Grupo de Ecología de Fanerógamas Marinas (GEFM). [en línea] Disponible en http://www.ieo.es/apartar/varios/caulerpa_race_mosa.pdf [Consultado el 4 noviembre 2009].
274. Samarín C. (2008). El picudo rojo de las palmeras en Canarias. Pp- 187-190. En: Vilà M., F Valladares, A Traveset, L Santamaría y P Castro (Coords.). Invasiones biológicas. CSIC, Madrid, 215 pp.
275. Santos D.M. (2008). *Psittacula krameri*. En: Fichas de aves introducidas en España. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife). Disponible en Internet: <http://www.seo.org/?grupodeavesexoticas> [Consultado el 24 de junio de 2010]
276. Sanz-Elorza M.; E.D. Dana & E.Sobrino. (2004). Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España (Península, Baleares y Canarias), Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 378 Pp.
277. Sax D.F. & S.D. Gaines. (2008). Species invasions and extinctions. The future of native biodiversity on islands. PNAS, 105, Suppl.1: 11490-11497.
278. Sax D.F., J.J. Stachowicz, J.H. Brown, J.F. Bruno, M.N. Dawson, S.D. Gaines, R.K. Grosberg, A. Hastings, R.D. Holt, M.M. Mayfield, M.I. O'Connor & W.R. Rice. (2007). Ecological and evolutionary insights from species invasions. Trends in Ecology and Evolution, 22: 465-471.
279. Schmitz O.J., E. Post, C.E. Burns & K.M. Johnston. (2003). Ecosystem responses to global climate change: Moving beyond color mapping. Bio-Science, 53: 1199-1205.
280. Schrank S.J., C.S. Guy, M.R. Whiles, & B.L. Brock. (2001). Influence of instream and landscape-level factors on the distribution of Topeka shiners *Notropis topeka* in Kansas streams. Copeia 2001:413-421.
281. Schumacher S. & H. Bugmann. (2006). The relative importance of climatic effects, wildfires and management for future forest landscape dynamics in the Swiss Alps. Global Change Biology, 12: 1435-1450.
282. Servei de Protecció d'Espècies, Govern des les Illes Balears (en línea). Fauna introduïda a Balears Disponible en <http://www.caib.es/sacmicrofront/contenido.do?mkey=M08092209023624284631&lang=CA&cont=6872> [Consultado el 4 noviembre 2009].
283. Shope R. (1991). Global climate change and infectious disease. Environmental Health Perspectives, 96:171-174. En: Epstein P.R., H.F. Diaz, S. Elias, G. Grabherr, N. E. Graham, W. J. M. Martens, E. Mosley-Thompson & J. Susskind. (1998). Biological and physical signs of climate change: focus on mosquito-borne diseases. Bulletin of the American Meteorological Society, 79(3): 409-417.
284. Silander J.A. & J. Antonovics. (1982). Analysis of interspecific interactions in a coastal plant community — a perturbation approach. Nature, 298: 557-560. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecology and Biogeography, 12: 361-371.
285. Simberloff D. (1989). Which insect introductions succeed and which fail? In: Biological Invasions: A Global Perspective. Drake J. A., H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmánek & M. Williamson (eds.) (1989). Pp. 61-75. John Wiley & Sons Ltd., New York.
286. Simberloff D. (2000). Global climate change and introduced species in United States forests. The Science of the Total Environment, 262: 253-261.
287. Smith B., I.C. Prentice & M.T. Sykes. (2001). Representation of vegetation dynamics in modelling of European ecosystems: comparison of two contrasting approaches. Global Ecology and Biogeography, 10: 621-637. En: Thuiller W., C. Albert, M.B. Araújo, P.M. Berry, M. Cabeza, A. Guisan, T. Hickler, G.F. Midgley, J. Paterson, F.M. Schurr, M.T. Sykes & N.E. Zimmermann. (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 9: 137-152.
288. Soberón J. & A.T. Peterson. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. Biodiversity informatics, 2: 1-10.
289. Sparks T.H., R.L.H. Dennis, P.J. Croxton & M. Cade. (2007). Increased migration of Lepidoptera linked to climate change. European Journal of Entomology, 104: 139-143.
290. Stachowicz J.J., J.R. Terwin, R.B. Whitlatch & R.W. Osman. (2002a). Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 99: 15497-15500.
291. Stachowicz J.J., H. Fried, R.W. Osman & R.B. Whitlatch. (2002b). Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. Ecology, 83: 2575-2590.
292. Streftaris N. & A. Zenetos. (2006). Alien Marine Species in the Mediterranean -the 100 'Worst Invasives' and their Impact. Mediterranean Marine Science, 7, (1): 87-118.
293. Stromberg J.C., S.J. Lite, R. Marler, C. Paradzick, P.B. Shafroth, D. Shorrock, J.M. White & M.S. White. (2007). Altered stream-flow regimes and invasive plant species: the

- Tamarix* case. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 381–393.
294. Sukopp H. & A. Wurzel. (2003). The Effects of Climate Change on the Vegetation of Central European Cities. *Urban Habitats*, 1 (1): 66-86. [en línea] Disponible en <<http://www.urbanhabitats.org>> [Consultado el 30 de octubre 2009].
295. Suttle K.B., M.A. Thomsen, & M.E. Power. (2007). Species Interactions Reverse Grassland Responses to Changing Climate. *Science*, 315, (5812): 640 – 642. En: Jeschke J.M. & D.L. Strayer. (2008). Usefulness of Bioclimatic Models for Studying Climate Change and Invasive Species. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 1–24.
296. Sturm M., J. Schimel, G. Michaelson, J.M. Welker, S.F. Oberbauer, G.E. Liston, J. Fahnestock & V.E. Romanowsky. (2005). Winter biological processes could help convert arctic tundra to shrubland. *Bioscience*, 55 (1): 17-26. En: Parmesan C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637-669.
297. Sykes M.T., I.C. Prentice, & W. Cramer. (1996). A bioclimatic model for the potential distributions of north European tree species under present and future climates. *Journal of Biogeography*, 23: 203– 233. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371.
298. Tejedor A. (2008). Conclusiones del Grupo de Trabajo sobre Especies Exóticas Invasoras Marinas. En: Conferencia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras. Gobierno de España. Ministerio de Medio Ambiente, y Fundación Biodiversidad. Madrid, 15-16 de enero de 2008. Disponible en <<http://www.fundacion-biodiversidad.info/eei/pdf/PUBLICACION%20FINAL/Version%20castellano/Versioncastellano.pdf>>. [Consultado el 12 de octubre de 2009].
299. Terrados J. (2010). Macroalgas marinas invasoras en las islas Baleares. En: Álvarez, C. (ed.). Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat. Pp. 99-106.
300. Thomas C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M. Ferreira de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. Van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O.L. Phillips & S.E. Williams. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–48.
301. Thuiller W., M. Araújo & S. Lavorel. (2004). Do we need land-cover data to predict species distributions in Europe? *Journal of Biogeography*, 31: 353–361.
302. Thuiller W., S. Lavorel, M.B. Araújo, M.T. Sykes & I.C. Prentice. (2005a). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Science*, 102 (23): 8245-8250.
303. Thuiller W., D.M. Richardson, P. Pyšek, G.F. Midgley, G.O. Hughes & M. Rouget. (2005b). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, 11: 2234– 2250.
304. Thuiller W., D. Richardson & G.F. Midgley. (2007). Will climate change promote alien plant invasions? En: *Biological Invasions*. Nentwig W. (ed.) Pp. 197–211. *Ecological studies*, vol. 193. Springer, Berlin.
305. Thuiller W., C. Albert, M.B. Araújo, P.M. Berry, M. Cabeza, A. Guisan, T. Hickler, G.F. Midgley, J. Paterson, F.M. Schurr, M.T. Sykes & N.E. Zimmermann. (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 137–152.
306. Thuiller W., B. Lafourcade, R. Engler & M.B. Araújo. (2009). BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32: 369-373.
307. Torchin M.E., K.D. Lafferty, A.P. Dobson, V.J. McKenzie & A.M. Kuris. (2003). Introduced species and their missing parasites. *Nature* 421: 628-630. En: Jeschke J.M. & D.L. Strayer. (2008). Usefulness of Bioclimatic Models for Studying Climate Change and Invasive Species. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 1–24.
308. Tryland M., J. Godfroid & P. Arneberg (eds.). (2009). Impact of climate change on infectious diseases of animals in the Norwegian Arctic. Norsk Polarinstitutt, Tromsø, Norway. 26 pp. Disponible en <<http://noracia.npolar.no/noracia-prosjekter-2/rapport-veths-2007-workshop>> [Consultado el 11 noviembre de 2009]
309. UIB (Universitat de les Illes Balears). Ecólogos del IMEDEA estudian los efectos de seis especies invasoras sobre la diversidad en comunidades mediterráneas de microalgas. <www.uib.es/servei/comunicacio/sc/projectes/divers/diverscast.pdf>. [Consultado el 31 octubre de 2009]
310. Underwood E.C., R. Klinger & P.E. Moore. (2004). Predicting patterns of non-native plant invasions in Yosemite National Park, California, USA. *Diversity and Distributions*, 10: 447–459.
311. Universidad de Lund. LPJ-GUESS bibliography. Disponible en línea http://www.nateko.lu.se/lpj-guess/LPJ-GUESS_bibliography.pdf [Consultado el 3 noviembre 2009].
312. Usher M.B. (2005). Conserving European biodiversity in the context of climate change. T-PVS (2005)21. Document prepared for the Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Strasbourg, 2 November 2005. 32 pp.
313. Vacchi M., C. Morri, M. Modena, G. La Mesa & N. Bianchi. (2001). Temperature changes and warm-water species in the Ligurian Sea: the case of the ornate wrasse *Thalassoma pavo* (Linnaeus, 1758). *Archivio de Oceanografia e Limnologia*, 22: 149–154.
314. Van der Veken S., M. Hermy, M. Vellend, A. Knapen & K. Verheyen. (2008). Garden plants get a head start on climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 212–216
315. Van Herk C.M, A. Aptroot & H.F. Van Dobben. (2002). Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming.

- Lichenologist, 34: 141-54. En: Parmesan C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 37: 637-669.
316. Varés Merino L. (2007). Chancro y seca del ciprés: fervor herido. Boletín de la Asociación Española de Parques y Jardines, 46:37-42.
317. Vasseur L. & C. Potvin. (1998). Natural pasture community response to enriched carbon dioxide atmosphere. Plant Ecology, 135: 31-41. En: Dukes J.S. (2000). Will the increasing atmospheric CO₂ concentration affect the success of invasive species? En: Invasive species in a changing world. Mooney H.A. & R.J. Hobbs (eds.). (2000). Pp. 95-113. Island press, Washington D.C.—Covelo California, USA.
318. Venette R.C., D.J. Kriticos, R.D. Magarey, F.H. Koch, R.H.A. Baker, S.P. Worner, N.N. Gómez Raboteaux, D.W. McKenney, E.J. Dobesberger, D. Yemshanov, P.J. De Barro, W.D. Hutchison, G. Fowler, T.M. Kalaris & John Pedlar. (2010). Pest Risk Maps for Invasive Alien Species: A Roadmap for Improvement. BioScience, 60: 349-362.
319. Verlaque M. (1994). Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. Oceanologica Acta 17(1): 1-23.
320. Verlaque M., C. Durand, J.M. Huisman, C.F. Boudouresque & Y. Le Parco. (2003) On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpaceae, Chlorophyta). European Journal of Phycology, 38(4): 325-339.
321. Verlaque M. & C.F. Boudouresque. (2004). Invasions biologiques marines et changement global. Deuxième Journée de l'Institut Français de la Biodiversité, Marseille, 25–28 mai 2004, Section 4, pp. 74–75.
322. Verlaque, S. Ruitton, F. Mineur & C.F. Boudouresque (en línea). List of exotic macrophytes species with distribution maps. Disponible en Internet: <http://www.ciesm.org/atlas/appendix4.html> [Consultado el 2 de noviembre de 2009]
323. Vilà M., F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría & P. Castro (Coordinadores). (2008). Invasiones Biológicas. Colección Divulgación, CSIC, Madrid. 216 pp.
324. Voigt W., J. Perner, A.J. Davis, T. Eggers, J. Schumacher, R. Bährmann, B. Fabian, W. Heinrich, G. Köhler, D. Lichter, R. Marsteller & F.W. Sander. (2003). Trophic levels are differentially sensitive to climate. Ecology, 84: 2444–2453. En: Jeschke J.M. & D.L. Strayer. (2008). Usefulness of Bioclimatic Models for Studying Climate Change and Invasive Species. Annals of the New York Academy of Sciences, 1134: 1–24.
325. Wallentinus I. (1999). *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. In: Gollasch S., D. Minchin, H. Rosenthal & M. Voigt (eds). Exotics Across the Ocean. Case Histories on Introduced Species prepared by Members of the European Union Concerted Action on Testing Monitoring Systems for Risk Assessment of Harmful Introductions by Ships to European Waters (MAS3-CT-97-011). Lagos Verlag, Berlin, pp 21-30. Disponible en Internet: <http://www.aqualiens.tmbi.gu.se/Sargassum-muticum.pdf> [Consultado el 24 de junio de 2010]
326. Walther G.R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J.M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg & F. Bairlein. (2002). Ecological responses to recent climate change. Nature, 416: 389-395.
327. Walther G.R., E.S. Gritti, S. Berger, T. Hickler, Z. Tang & M.T. Sykes. (2007). Palms tracking climate change. Global Ecology and Biogeography, 16: 801-809.
328. Walther G-R, A. Roques, P.E. Hulme, M.T. Sykes, P. Pyšek, I. Kühn, M. Zobel, S. Bacher, Z. Botta-Dukát, H. Bugmann, B. Czúcz, J. Dauber, T. Hickler, V. Jarošík, M. Kenis, S. Klotz, D. Minchin, M. Moora, W. Nentwig, J. Ott, V.E. Panov, B. Reineking, C. Robinet, V. Semchenko, W. Solarz, W. Thuiller, M. Vilà, K. Vohland & J. Settele. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. doi:10.1016/j.tree.2009.06.008. Próxima publicación en Trends in Ecology & Evolution, 24 (12): 686-693.
329. Ward N.L. & G.J. Masters. (2007). Linking climate change and species invasion: an illustration using insect herbivores. Global Change Biology, 13: 1605-1615.
330. Warren M.S., J.K. Hill, J. A. Thomas, J. Asher, R. Fox, B. Huntley, D.B. Roy, M.G. Telfer, S. Jeffcoate, P. Harding, G. Jeffcoate, S.G. Willis, J. N. Greatorex-Davies, D. Moss & C.D. Thomas. (2001). Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. Nature, 414: 65-69.
331. Williamson M. (1996). Biological Invasions. Chapman & Hall, London. 244 Pp.
332. Williamson M. (2006). Explaining and predicting the success of invading species at different stages of invasion. Biological Invasions, 8: 1561–1568.
333. Woodward F.I. & D.J. Beerling. (1997). The dynamics of vegetation change: health warnings for equilibrium 'dodo' models. Global Ecology Biogeography Letters, 6: 413–418. En: Pearson R.G. & T.P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecology and Biogeography, 12: 361-371
334. Xuan L, L. Yiming & M. McGarrity. (2009). Geographical variation in body size and sexual size dimorphism of introduced American bullfrogs in southwestern China. Biological invasions. [en línea] Disponible en DOI10.1007/s10530-009-9606-1 [Consultado el 29 de octubre 2009]
335. Zambrano L., E. Martínez-Meyer, N. Menezes & A.T. Peterson. (2006). Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 63: 1903–1910.
336. Zavaleta E.S. & J.L. Royval. (2002). Climate change and the susceptibility of U.S. ecosystems to biological invasions: two cases of expected range expansion. In Schnieder S.H. & Root T.L. (eds.). (2002). Pp 277-341. Wildlife responses to climate change.. Island Press, Washington, D.C., USA.

337. Zavaleta E.S. & K.B. Hulvey. (2004). Realistic species loss disproportionately reduces grassland resistance to biological invaders. *Science*, 306: 1175-1177.
338. Zenetos A. (2008). Las especies exóticas invasoras en los mares europeos, con especial énfasis en el Mediterráneo. Conferencia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras. Gobierno de España. Ministerio de Medio Ambiente, y Fundación Biodiversidad. Madrid, 15-16 de enero de 2008. [en línea] Disponible en <<http://www.fundacion-biodiversidad.info/eei/pdf/PUBLICACION%20FINAL/Version%20castellano/Versioncastellano.pdf>>. Pp. 43-44. [Consultado el 12 de octubre de 2009].
339. Ziska L.H., J.R. Teasdale & J.A. Bunce (1999). Future atmospheric carbon dioxide may increase tolerance to glyphosate. *Weed Science*, 47:608-615.
340. Ziska L.H., S. Faulkner & J. Lydon (2004). Changes in biomass and root:shoot ration of field-grown Canada thistle (*Cirsium arvense*), a noxious, invasive weed, with elevated CO₂: implications for control with glyphosate. *Weed Science*, 52: 584-588.

Otras obras citadas en el texto

Dana E., M.Sanz, S. Vivas, E. Sobrino. (2005). Especies vegetales invasoras en Andalucía. Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla, 233 Pp.

Galil B., C. Frogliá & P. Noël (2002). Atlas of exotic species in the Mediterranean Vol. 2 – Crustaceans decapods and stomatopods. CIESM Publisher. Mónaco, 192 pp.

Golani D., L. Orsi-Relini, E. Massutí & J.P. Quignard (2002). Atlas of exotic species in the Mediterranean. Vol. 1 – Fishes. CIESM Publisher. Mónaco, 256 pp.

Verlaque M., S. Ruitton, F. Mineur & C.F. Boudouresque (en preparación). Atlas of exotic species in the Mediterranean Vol. 4 – Macrophytes.

Zenetos A., S. Gofas, G. Russo & J. Templado (2004). Atlas of exotic species in the Mediterranean Vol. 3 – Molluscs. CIESM Publisher. Mónaco, 376 pp.

Webs citadas en el texto

Assessing Large Scale Risks with tested Methods (ALARM) <http://www.alarmproject.net/alarm/>

AsturNaturaDB <http://www.asturnatura.com/>

Atlas of Exotic Species in the Mediterranean (CIESM) <http://www.ciesm.org/online/atlas/index.htm>.

Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE) <http://www.europe-aliens.org/>

Banco de Datos de la Biodiversidad (MARM) <http://www.marm.es/es/biodiversidad/servicios/banco-de-datos-biodiversidad/default.aspx>

Banco de Datos de Biodiversidad de Cataluña (BDBC) <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>

Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (Proyecto Biota-Especies) <http://www.gobcan.es/cmayerot/medioambiente/medionatural/biodiversidad/especies/bancodatos/index.html>

Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias <http://www.interreg-bionatura.com/especies/>

Common European Chorological Grid Reference System (CGRS) <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/common-european-chorological-grid-reference-system-cgrs>

European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) <http://www.eppo.org/>

European Nature Information System (EUNIS) <http://eunis.eea.europa.eu/>

Flora Invasora de Galicia (Xunta de Galicia) http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/especies_flora_invasora_listado_cas.jsp

Global Invasive Species Database (GISD) <http://www.issg.org/database/welcome/>

Global Invasive Species Information Network (GISIN). <http://www.gisinet.org/>

Grupo de Aves Exóticas (GAE) (SEO/BirdLife) http://www.seo.org/programa_ficha.cfm?idPrograma=17

invasIBER - Especies Exóticas Invasoras de la Península Ibérica <http://invasiber.org/>

Invasive alien plants - EPPO Lists and documentation http://www.eppo.org/INVASIVE_PLANTS/ias_plants.htm

National Biological Information Infrastructure (NBII). http://www.nbio.gov/portal/server.pt/community/nbio_home/236

North European and Baltic Network on Invasive Alien Species (NOBANIS) <http://www.nobanis.org/>

Programa ANTHOS – Sistema de información sobre las plantas de España <http://www.anthos.es/>

Servidor d'informació ornitológica de Catalunya (SIOC) <http://www.sioc.cat/>

The Mediterranean Science Commission (CIESM) <http://www.ciesm.org/>

World Geographical Scheme for Recording Plant Distributions <http://www.tdwg.org/standards/109>