

Aplicabilidad de los modelos de distribución de especies en el estudio y conservación de las plantas acuáticas



ARGANTONIO RODRÍGUEZ MERINO

Tesis Doctoral

Sevilla, 2018



Universidad de Sevilla. Facultad de Farmacia.
Departamento de Biología Vegetal y Ecología.

**Aplicabilidad de los modelos de distribución
de especies en el estudio y conservación de
las plantas acuáticas.**

Tesis Doctoral

Argantonio Rodríguez Merino

Sevilla, 2018



Universidad de Sevilla. Facultad de Farmacia.

Departamento de Biología Vegetal y Ecología.

Aplicabilidad de los modelos de distribución de especies en el estudio y conservación de las plantas acuáticas.

Memoria presentada por el Licenciado Argantonio Rodríguez Merino para optar al Grado de Doctor por la Universidad de Sevilla.

Fdo.: Argantonio Rodríguez Merino

Vº Bº Los directores y tutor de la Tesis Doctoral

Fdo.: Prof. Dr. Pablo García Murillo

Departamento de Biología Vegetal y Ecología,
Facultad de Farmacia. Universidad de Sevilla

Fdo.: Dra. Rocío Fernández Zamudio

Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior
de Investigaciones Científicas (CSIC)



Universidad de Sevilla. Facultad de Farmacia.

Departamento de Biología Vegetal y Ecología.

PABLO GARCÍA MURILLO, Doctor en Biología y Profesor titular del Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Facultad de Farmacia de la Universidad de Sevilla,

ROCÍO FERNÁNDEZ ZAMUDIO, Doctora en Biología de la Estación Biológica de Doñana (CSIC),

INFORMAN:

Que la presente memoria para optar al grado de Doctor, realizada por el Licenciado en Biología por la Universidad de Sevilla **ARGANTONIO RODRÍGUEZ MERINO**, cuyo título es: **APLICABILIDAD DE LOS MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES EN EL ESTUDIO Y CONSERVACIÓN DE LAS PLANTAS ACUÁTICAS**, ha sido realizada bajo su dirección y reúne los requisitos necesarios para su defensa y calificación.

Y para que así conste, firman el presente informe en Sevilla a 17 de Septiembre de 2018.

Fdo.: Prof. Dr. Pablo García Murillo

Fdo.: Dra. Rocío Fernández Zamudio

Recomendación para citar esta Tesis Doctoral:

Rodríguez-Merino, A. (2018) *Aplicabilidad de los modelos de distribución de especies en el estudio y conservación de las plantas acuáticas*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla, Sevilla, España.

Diseño cubierta Tesis Doctoral: Argantonio Rodríguez Merino

La presente Tesis Doctoral fue realizada en su mayor parte en el Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Facultad de Farmacia, en la Universidad de Sevilla. Durante el desarrollo de la Tesis Doctoral se ha realizado una estancia de un total de 12 meses, en el Real Jardín Botánico de Madrid, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), en el grupo de investigación de Biodiversidad y Conservación bajo la supervisión del Dr. Santos Cirujano, Científico Titular en dicho Centro.

*El hombre no sólo es un problema para sí,
sino también para la biosfera en que le ha
tocado vivir.*

Ramón Margalef

AGRADECIMIENTOS

Sinceramente creo que esta es la parte más difícil de escribir de una tesis. Hacer un repaso de toda la gente que de un modo u otro han apoyado o participado en esta etapa no es tarea fácil; y más cuando se tiene una cabeza tan dispersa como la mía. Así que, si me dejo a alguien en el tintero que considere que ha aportado algo durante esta etapa y no lo he nombrado, por favor, siéntete libre de darte por agradecido, es gratis.

En primer lugar me gustaría agradecer a Pablo y Rocío, los directores de este proyecto. Gracias Pablo por confiar en mí y darme la libertad de hacer lo que he querido, a pesar de las dificultades que ha presentado esta Tesis desde el principio, considero que es muy importante para que un doctorando se sienta cómodo y realizado. Rocío, gracias por implicarte tanto y por estar siempre pendiente de que todo funcione correctamente, sé que estos últimos meses se han hecho un poco cuesta arriba, pero al final lo hemos conseguido.

Agradezco también el apoyo de todo el personal del departamento, en especial a dos personas. Arturo, te agradezco tus palabras de aliento y motivación cada vez que hemos hablado de mi proyecto y las dificultades logísticas a las que ha estado expuesto. No me puedo quedar sin dar las gracias a Paco, gran persona. Gracias Paco por esas charlas que han hecho más ameno mi paso por el departamento y gracias por no perder el contacto y seguir haciendo que me eche unas risas contigo a pesar de estar en Madrid.

También me gustaría agradecer a Juan y Josefa, los directores del Programa de Doctorado de Farmacia durante mi periplo doctoral. Si no fuera por el entusiasmo que han mostrado y sus ganas de ayudar (altruismo como nos gusta decir a los biólogos), los temas burocráticos de esta Tesis hubieran crecido de forma exponencial.

Gracias Santos por abrirme las puertas de tu casa, el Real Jardín Botánico de Madrid, para que realizara la estancia, me siento un privilegiado de haber trabajado contigo, en este centro clave para la ciencia a nivel mundial. Jesús, gracias por permitirme mostrar lo poquito que sé de los SIG en el curso del Jardín y por echarme un cable con la dichosa *Azolla*, espero que los calentamientos de cabeza que dé a los ecosistemas acuáticos no sean ni la mitad de los que me ha planteado a mí.

Aunque resulte raro también me gustaría agradecer el trabajo realizado por 'los invisibles', todos los revisores y editores de congresos y revistas que de una forma u otra ayudan a dar forma a este trabajo. Considero que todas esas críticas, que a veces (muchas veces) cuesta encajarlas, no solo mejoran nuestro trabajo, sino que nos hacen mejores científicos.

Por supuesto que no me puedo olvidar de Alba, Aris, María y Pacote (por orden alfabético que os conozco, que sois unos rufianes). Gracias chicos por estar ahí 'siempre listos' para criticar,

tomarnos unos vinos, unas tapas y lo que surja; considero que esto es una parte fundamental de cualquier investigación, o al menos debería de serlo por Ley. Es un privilegio poder contar con vosotros, gracias de verdad.

Gracias también a Álvaro y David por hacer más ameno mi paso por la Capital.

Antonio, Mari y Antoño gracias por esas cenas y esos días de playa, habéis hecho que me considere uno más durante todos estos años.

Gracias también al tito Paco, que sin saberlo ha aportado mucho más a la ciencia de este país de lo que se imagina.

Ahora bien, los que van quedando por agradecer son los más difíciles, ya que son los que realmente se han comido toda la *'merde'* (en Francés queda mucho más fino) que conlleva hacer una Tesis y a pesar de eso nunca han puesto mala cara, sino todo lo contrario, han estado ahí dando lo mejor de ellos.

Seba, no sabría por dónde empezar. Partiendo de que eres mi hermano y lo que conlleva su significado, puede que ahora quede todo más claro. Gracias Seba, no me podría haber tocado un hermano mejor.

Gracias a mis padres, sin los cuales posiblemente todo esto no hubiera sido posible. Gracias por apoyar siempre las decisiones que he tomado, fueran las correctas o no. Gracias por aguantar estoicamente mis malos humos, sobre todo en esta última etapa, que no ha sido fácil. Gracias, en definitiva, por todo y por más. Es un orgullo tener unos padres como vosotros, gracias.

Gracias a la persona que ha estado tirando del carro todo este tiempo, a pesar de las inclemencias. Gracias a la persona que nunca le ha faltado una sonrisa, ni las ganas de hacerme sonreír. Gracias por estar siempre a mi lado incluso cuando no has estado. Gracias por creer a ciegas en este proyecto común. Gracias... bueno, seguramente necesitaría diez Tesis como esta para poder agradecerte todo lo que haces por mí y lo que eres conmigo y seguro me quedo corto, pero con una Tesis me he quedado bastante harto y lo sabes, así que... gracias Ángela por ser imprescindible.

Y para ir concluyendo los agradecimientos, por si alguien pensó que todo esto no hubiera sido posible simplemente citaré a Walt Disney, *'Si puedes soñarlo puedes hacerlo, recuerda que todo esto comenzó con un ratón una beca de colaboración'*.

GRACIAS

Estructura de la Tesis Doctoral:

Esta Tesis se presenta por la modalidad compendio de publicaciones y consta de un resumen, una introducción general y una sección de objetivos. A continuación, se presentan los trabajos realizados organizados por capítulos. Esta sección de la Tesis se estructura en dos bloques, constituidos por dos y tres capítulos respectivamente, cada uno de los cuales integra un artículo. Por último, se presenta el resumen general de los resultados, la discusión general y las conclusiones generales del trabajo realizado.

ÍNDICE

1. RESUMEN.....	1
2. INTRODUCCIÓN.....	5
2.1. Ecosistemas acuáticos	5
2.2. Áreas protegidas	6
2.3. Plantas acuáticas	7
2.4. Especies invasoras.....	8
2.5. Análisis espacial.....	10
3. OBJETIVOS	15
3.1. Biodiversidad, ecosistemas acuáticos y espacios naturales protegidos.....	16
3.2. Especies exóticas, un problema emergente	17
4. BIODIVERSIDAD, ECOSISTEMAS ACUÁTICOS Y ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS	19
CAPÍTULO 1: The use of GIS and machine learning as tools to assess the vulnerability risk areas in a ponds network from a natural protected area. A suitable and objective methodology for managing complex and fragile systems	20
CAPÍTULO 2: Identifying areas of aquatic plant richness in a Mediterranean hotspot to improve the conservation of freshwater ecosystems.....	21
5. ESPECIES EXÓTICAS, UN PROBLEMA EMERGENTE.....	22
CAPÍTULO 3: An invasion risk map for non-native aquatic macrophytes of the Iberian Peninsula	23

CAPÍTULO 4: Predicting the risk of aquatic plant invasions in Europe: how climatic factors and anthropogenic activity influence potential species distribution.....	24
CAPÍTULO 5: Present and future potential distribution of two ecological races of <i>Azolla filiculoides</i> : an invasive species threatening the world freshwater ecosystems	25
6. RESUMEN DE LOS RESULTADOS	26
6.1. Biodiversidad, ecosistemas acuáticos y espacios naturales protegidos.....	26
6.2. Especies exóticas, un problema emergente	28
7. DISCUSIÓN	31
8. CONCLUSIONES	39
9. BIBLIOGRAFÍA.....	42
10. PRODUCCIÓN CIENTÍFICA.....	54
10.1. Producción científica derivada de la Tesis Doctoral	54
10.2. Otra producción científica realizada durante la etapa doctoral	56

1. RESUMEN

La pérdida de biodiversidad, causada por la alteración y degradación de los hábitats naturales, es uno de los grandes problemas que afectan hoy día a nuestros ecosistemas. Especialmente grave es el estado de conservación de los ecosistemas acuáticos continentales, al ser hábitats extremadamente sensibles a ciertos tipos de contaminación asociada a actividades humanas y a procesos asociados al Cambio Climático. Las predicciones pronostican que una gran proporción de estos sistemas experimentarán cambios en su naturaleza o incluso llegarán a desaparecer. A esto se suma la gran dependencia de las aguas subterráneas y/o de las aguas disponibles en las cuencas hidrográficas a las que pertenecen. La cuenca del Mediterráneo es una de las regiones con mayor biodiversidad del planeta; sin embargo los ambientes acuáticos continentales que alberga son especialmente susceptibles a los cambios observados en los regímenes hídricos. Por esta razón los ecosistemas acuáticos mediterráneos son considerados hábitats de interés comunitario para la Unión Europea y objetivo preferente de conservación por la Directiva Marco Europea del Agua (Directiva 2000/60/CEE).

La conservación de una gran parte de los sistemas acuáticos continentales depende de la presencia de las plantas acuáticas, las cuales resultan ser el soporte trófico y estructural en estos ecosistemas. Es por ello que la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CEE) utiliza las plantas acuáticas como bioindicadoras de la calidad ambiental de las aguas continentales, constituyendo el punto de partida para el desarrollo de análisis posteriores, más complejos. Dentro del concepto de planta acuática se incluyen fundamentalmente diferentes grupos vegetales vasculares, si bien también hay unas pocas especies de otros grupos como algas o briófitos.

El **objetivo principal** de esta Tesis Doctoral es estudiar los patrones biogeográficos de diferentes plantas acuáticas y su relación con diferentes factores climáticos, topográficos,

físico-químicos y antrópicos que permitan definir áreas de alto interés de conservación, caracterizar el hábitat de taxones amenazados y modelizar la distribución de especies con alto riesgo de invasión. Debido a la limitación de recursos disponibles para la conservación de la biodiversidad, el uso de metodologías simples y objetivas para establecer zonas prioritarias de conservación es un factor clave en la toma de decisiones. Estas relaciones se estudian a diferentes escalas geográficas y temporales, haciendo uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y los modelos de distribución de especies (MDE), con la finalidad de implementar la información resultante en futuros planes de gestión y conservación de especies y hábitats.

En el **capítulo 1** *“The use of GIS and machine learning as tools to assess the vulnerability risk areas in a ponds network from a natural protected area. A suitable and objective methodology for managing complex and fragile systems”*, se tomó como caso de estudio la red de lagunas temporales de las arenas del manto eólico de Doñana (suroeste de España). El objetivo principal fue validar la metodología basada en un análisis espacial multicriterio para mapear el riesgo de vulnerabilidad al que se encuentra expuesta esta extensa red de lagunas, tomando como indicador un conjunto de plantas acuáticas amenazadas. Los resultados obtenidos indican que el 20,59% del área de estudio se encuentra bajo un alto riesgo de vulnerabilidad. Estas zonas se relacionan con aquellas más cercanas a puntos donde las extracciones de agua del acuífero son más evidentes, donde se puede señalar la presencia de cultivos de regadío y el establecimiento de áreas residenciales.

Identificar las áreas prioritarias de conservación es un factor clave para minimizar la pérdida de biodiversidad. Sin embargo, el conocimiento de la distribución de las plantas acuáticas es escasamente conocido. Debido al particular interés de las plantas acuáticas en su contribución a la biodiversidad el objetivo principal del **capítulo 2** *“Identifying areas of aquatic plant richness in a Mediterranean hotspot to improve the conservation of aquatic inland*

ecosystems“, fue encontrar las áreas de mayor riqueza de plantas acuáticas en la Península Ibérica y explorar la efectividad de la Red Natura 2000 para su conservación. Los análisis realizados, basados en el modelado de la distribución de especies, informaron que más de la mitad del área de estudio no contiene ningún registro de las especies estudiadas. Además, a través de un análisis GAP se confirmó la limitada efectividad de la citada red de espacios protegidos en la protección de plantas acuáticas en la Península Ibérica.

La presencia de organismos exóticos en los ecosistemas acuáticos es una de las principales causas de la pérdida de su biodiversidad. Por esta razón el conocimiento de la distribución potencial de organismos exóticos es una información de suma importancia para la gestión y conservación del conjunto de ecosistemas acuáticos. Los capítulos 3, 4 y 5 de la Tesis se centraron en el estudio de diferentes aspectos relacionados con la biogeografía de plantas acuáticas exóticas.

El objetivo del **capítulo 3 “An invasion risk map for non-native aquatic macrophytes of the Iberian Peninsula”**, fue predecir las áreas de mayor riesgo de invasión por un conjunto de 20 plantas acuáticas exóticas en la Península Ibérica, basándose en factores climáticos, topográficos y antrópicos. En este trabajo se pone de manifiesto, mediante el modelado de la distribución de especies, la importancia de los factores climáticos en la distribución de organismos exóticos a gran escala. La influencia humana sobre el territorio se presentó como un elemento fundamental del éxito potencial de invasión del conjunto de las especies estudiadas. De este modo se concluyó que las zonas cercanas al mar, cuencas de grandes ríos, zonas de alta densidad de población y especialmente zonas agrícolas son más vulnerables ante invasiones biológicas.

En el **capítulo 4 “Predicting the risk of aquatic plant invasions in Europe: how climatic factors and anthropogenic activity influence potential species distributions”**, se analizó la distribución potencial de un conjunto de 60 plantas acuáticas exóticas en el continente

europeo, prestando especial atención a las diez especies más dañinas en Europa. El principal objetivo fue establecer las áreas con un mayor riesgo de invasión potencial y posteriormente relacionar estas zonas con una serie de factores físico-químicos. Los resultados revelaron que aquellas áreas que experimentan un mayor nivel de eutrofización, fenómeno fuertemente asociado a la actividad antrópica y, en el caso de los ecosistemas acuáticos, con actividades agrícolas, resultaron ser más propicias para el establecimiento de especies exóticas. Las zonas de mayor exposición al conjunto de las especies estudiadas fueron el Canal Británico y el sur del Mar del Norte. Otras fueron la región litoral de la Península Italiana, la zona atlántica de la Península Ibérica y las zonas de la Península Ibérica y Francia bordeadas por el mar Mediterráneo. El patrón de invasión para las diez especies más dañinas en Europa fue similar al del conjunto completo de las especies estudiadas.

El objetivo principal del **capítulo 5 “*Present and future potential distribution of two ecological races of Azolla filiculoides: an invasive species threatening the world freshwater ecosystems*”**, fue evaluar si las poblaciones del pteridófito invasor americano *Azolla filiculoides* presentan el mismo potencial invasor o por el contrario existen diferentes patrones de invasión según su distribución original reconocida, dentro de un contexto de Cambio Climático. Los análisis filoclimáticos permitieron distinguir entre dos posibles “razas” climáticas de la especie *Azolla filiculoides* en su distribución nativa. Una de ellas distribuida en la zona tropical y la otra en la zona subtropical y templada. Ambas “razas” disminuyen su distribución potencial global cuando se proyectaron ante un escenario climático futuro. Sin embargo, es la “raza” asociada a climas templados la que se prevé que cause mayores daños fuera de su área nativa.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. Ecosistemas acuáticos

Los ecosistemas dulceacuícolas presentan tan solo el 0,01% del agua de la Tierra y cubren una superficie de aproximadamente 0,8% (Dudgeon *et al.*, 2006). A pesar de su escasez son considerados importantes *hotspots* –puntos calientes- de biodiversidad (Strayer & Dudgeon, 2010), llegando a albergar el 6% de las especies descritas (Dudgeon *et al.*, 2006). Además aportan una amplia variedad de bienes y servicios a la sociedad (Covich *et al.*, 2004). Aún así, no están exentos de multitud de perturbaciones, siendo definidos como uno de los sistemas más amenazados a nivel global (Dudgeon *et al.*, 2006). Se estima que el 50% de los ecosistemas de aguas continentales han desaparecido durante el siglo XX (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) y que la pérdida de biodiversidad afecta en mayor medida a los ecosistemas acuáticos que a los sistemas terrestres (Sala *et al.*, 2000; Jenkins, 2003).

Entre las amenazas más importantes a las que se encuentran expuestos los ecosistemas acuáticos continentales, destacan la sobreexplotación de los recursos hídricos, la contaminación de las aguas, la degradación de hábitats, las modificaciones hidrológicas y la presencia de especies invasoras (Dudgeon *et al.*, 2006). Por estas razones es prioritario establecer mayores medidas de protección para estos hábitats y los organismos que los albergan (Dudgeon *et al.*, 2006; Strayer, 2006). Además, en general, los sistemas acuáticos reciben menos atención que los terrestres (Myers *et al.*, 2000; Linke *et al.*, 2012), siendo el número de trabajos relacionados con estos sistemas limitados (Abell, 2002). El problema se asocia, de modo general, a la falta de información sobre los hábitats acuáticos y, en particular, al desconocimiento de las especies (Dudgeon *et al.*, 2006), ya que, muchos estudios de biodiversidad suelen ignorar los organismos acuáticos (Myers *et al.*, 2000; Brooks *et al.*, 2006; Kremen *et al.*, 2008). Con frecuencia, cuando un ecosistema acuático debe ser protegido, se

aplican prácticas de conservación propias de ecosistemas terrestres, (Dudgeon *et al.*, 2006). El problema es que dichas prácticas no suelen ser adecuadas para conservar y valorar los ecosistemas acuáticos (Boon, 2000), y su uso puede llegar a ser, incluso, contraproducente (Dunn, 2003). En este sentido se ha señalado la importancia de conservar al mismo nivel las zonas adyacentes a los sistemas acuáticos, ya que la calidad del hábitat es un fiel reflejo de sus cuencas vertientes así como las actividades llevadas a cabo en ellas (Naiman & Latterell, 2005; Martínez-López *et al.*, 2014).

2.2. Áreas protegidas

Para detener la pérdida de biodiversidad, las áreas protegidas juegan un papel clave en la conservación de la diversidad biológica (Chape *et al.*, 2005; Gaston *et al.*, 2008; Rands *et al.*, 2010). Sin embargo, no siempre han sido seleccionadas de manera objetiva (Pressey, 1994). Esto ha provocado que no protejan de un modo efectivo la biodiversidad que albergan (Venter *et al.*, 2014), la cual a menudo se encuentra sesgada por determinados grupos taxonómicos (Martín-López *et al.*, 2009). Una de las opciones en la conservación de la biodiversidad es el establecimiento de *hotspots*, áreas de superficie limitada que contienen un gran número de especies (Sarkar *et al.*, 2006). Sin embargo, el establecimiento de estas áreas puede ignorar organismos que, aunque inconspicuos, podrían desempeñar un papel clave en el funcionamiento del ecosistema (Guareschi *et al.*, 2012). Este problema es especialmente común cuando se trata de ecosistemas acuáticos, para los cuales falta información y el muestreo exhaustivo de especies puede ser difícil y costoso (Dudgeon *et al.*, 2006). Como consecuencia la diversidad acuática podría encontrarse pobremente representada en los espacios protegidos (Nel *et al.*, 2007; Linke *et al.*, 2012). Debido a estas razones, la presencia de áreas protegidas, que abarcan sólo ambientes acuáticos suele ser escasa y la mayor parte de las veces son protegidas de modo accidental (Abell *et al.*, 2007), a menudo como consecuencia de la protección de algún sistema terrestre (Olden *et al.*, 2010). El principal

problema de ello, es que las áreas de protección terrestres con frecuencia no son adecuadas para representar y, en consecuencia, conservar la biodiversidad acuática (Herbert *et al.*, 2010). La mejora de los esfuerzos de conservación, para determinar los elementos de la biodiversidad que no están suficientemente representados, es una de las claves en la planificación sistemática de la conservación, así como para la revisión de la efectividad de las áreas protegidas actuales y/o el diseño de nuevas reservas (Margules & Pressey, 2000; Groves *et al.*, 2002).

2.3. Plantas acuáticas

Cada vez son más los estudios que analizan la efectividad de las áreas protegidas, tomando como organismos modelos las especies acuáticas (Abellán *et al.*, 2007; Guareschi *et al.*, 2015; Hermoso *et al.*, 2016; Rosso *et al.*, 2017). Sin embargo, pocos son los estudios que tienen en cuenta las plantas acuáticas, como subrogados de la biodiversidad dulceacuícola, para tal fin (Alahuhta *et al.*, 2017). El estudio de su distribución geográfica y sus patrones de riqueza puede revelar información clave para conocer la salud de los ecosistemas que habitan y los de sus cuencas vertientes (Penning *et al.*, 2008a; b; Lumbreras *et al.*, 2009; O'Hare *et al.*, 2017). Además son elementos clave en el funcionamiento y estructura de los sistemas acuáticos (Burks *et al.*, 2006). Las plantas acuáticas, a menudo actúan como “especies ingenieras” (Bouma *et al.*, 2010), al ofrecer diferentes servicios ecológicos: son los principales productores de biomasa en los ecosistemas acuáticos continentales (Bornette & Puijalon, 2011); juegan un papel importante en el ciclo de nutrientes (Marion & Paillisson, 2003); actúan como sumideros de carbono (Xing *et al.*, 2006); proporcionan recursos y alimentos (Massicotte *et al.*, 2015); y proporcionan hábitat y refugio para una multitud de organismos (Chambers *et al.*, 2007; Wang *et al.*, 2015; O'Hare *et al.*, 2017). Debido a estas funciones clave, las plantas acuáticas son la base para asegurar el buen estado ecológico de los ecosistemas acuáticos y, por lo tanto, para preservar las comunidades de las que forman parte (Bornette & Puijalon,

2011). Además, son consideradas como bioindicadoras de la calidad del agua altamente confiables. La Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (2000/60/CE) las describe como un grupo de gran importancia cuando se están aplicando estrategias de conservación para ecosistemas acuáticos (Penning *et al.*, 2008a; b; O'Hare *et al.*, 2017). Por todas estas razones, la desaparición de las plantas acuáticas de sus hábitats, traería consigo profundas transformaciones en el estado trófico y funcional de los sistemas que habitan (Scheffer *et al.*, 2003; Soana & Bartoli, 2014).

2.4. Especies invasoras

Las especies invasoras son una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad (Mack *et al.*, 2000; Sala *et al.*, 2000; Brooks *et al.*, 2004; Simberloff *et al.*, 2013). El proceso de globalización es en gran parte responsable del incremento de especies invasoras en todo el planeta, un patrón que parece continuar creciendo (Seebens *et al.*, 2017). Estas especies pueden causar efectos adversos sobre la salud humana además de producir importantes pérdidas económicas (Hulme, 2006). Particularmente susceptibles a las invasiones biológicas son los ecosistemas acuáticos (Willby, 2007; Collen *et al.*, 2014; Brundu, 2015). Esto viene manifestándose durante siglos, donde los sistemas acuáticos han estado sujetos a invasiones aún más extendidas que los terrestres (Strayer, 2010). Las plantas acuáticas se incluyen entre los invasores más nefastos, debido a las alteraciones que causan en la estructura de los hábitats colonizados, el sustrato, la biogeoquímica y la calidad del agua (Strayer, 2010; Espinar *et al.*, 2015; Gallardo *et al.*, 2015a). Atributos como una alta plasticidad fenotípica y reproductiva, una gran capacidad de tolerar un amplio rango de condiciones ambientales, o la habilidad para adaptarse a los sistemas perturbados por la actividad humana, proporcionan a estos organismos importantes ventajas adaptativas que les permiten ser invasoras potenciales en muchos lugares (Gallien *et al.*, 2010; Gallardo *et al.*, 2015b). Consecuencia directa de las

invasiones biológicas, es el desplazamiento, e incluso la extinción de muchas especies nativas (Stiers *et al.*, 2011).

En estas circunstancias, es urgente desarrollar técnicas que permitan predecir *a priori* el establecimiento y delimitar la distribución de especies exóticas, integrando para ello diferentes aspectos de la ecología, la biogeografía y la conservación de la biodiversidad (Guisan & Thuiller, 2005; Rissler *et al.*, 2007). Comprender la actual distribución potencial de especies exóticas es muy útil para gestionar la biodiversidad y minimizar el daño asociado con introducciones accidentales (Broennimann *et al.*, 2007; Vander Zanden & Olden, 2008; Barnes *et al.*, 2014). Además, en un contexto de Cambio Climático es esperable que uno de los efectos del calentamiento global sea facilitar la introducción, la colonización y el éxito reproductivo de especies exóticas (Hellmann *et al.*, 2008; Walther *et al.*, 2009). Por lo tanto, desde el punto de vista de la preservación de la biodiversidad y, en aras de un mayor conocimiento y gestión de la conservación, es importante predecir la distribución potencial de las especies exóticas y los posibles cambios en sus distribuciones futuras (Bellard *et al.*, 2013; Gillard *et al.*, 2017). Ello proporcionará los fundamentos para desarrollar medidas eficaces para su control, que puede evitar su efecto sinérgico con el proceso del Cambio Climático, y que a su vez traerá como consecuencia la dificultad en la gestión de especies acuáticas de interés para la conservación (Rahel *et al.*, 2008; Rahel & Olden, 2008). En este contexto, el uso de sistemas de alerta temprana es importante, ya que la erradicación de especies exóticas, generalmente, es efectiva cuando se implementan esfuerzos antes del establecimiento de estas especies (Crafton, 2015). Una vez las especies exóticas se establecen en un nuevo hábitat, los esfuerzos de control son costosos, siendo difícil, para la mayoría de las especies, su erradicación completa (Thouvenot *et al.*, 2013).

2.5. Análisis espacial

El desarrollo de metodologías que permitan gestionar áreas naturales y especies utilizando protocolos simples y objetivos es uno de los puntos clave para la toma de decisiones, así como la planificación de tareas de conservación futuras (Gauthier *et al.*, 2010, 2013; Schatz *et al.*, 2014). De este modo, el avance de los Sistemas de Información Geográfica y el libre acceso a la información espacial han proporcionado un importante punto de partida para estudios más detallados de planificación y evaluación de la conservación (Harris *et al.*, 2005). Una de las principales ventajas de este conjunto de herramientas es la valoración de hábitats y especies, en situaciones donde los datos disponibles son escasos o están incompletos (Rubino & Hess, 2003). De especial importancia, en las últimas décadas, ha sido el desarrollo de los MDE, cada vez más frecuentes en este tipo de estudios de control y gestión (Peterson, 2003; Thuiller *et al.*, 2005b; Gallien *et al.*, 2010). Las técnicas de modelado de la distribución de especies se basan en la correlación de las ocurrencias de los organismos estudiados con variables ambientales para generar la distribución potencial de la especie y así encontrar las áreas de mayor idoneidad para su distribución, basándose en el concepto de nicho ecológico (Guisan & Thuiller, 2005; Thuiller *et al.*, 2005b; Elith *et al.*, 2006; Peterson *et al.*, 2011). Los resultados obtenidos pueden ser usados como base para establecer estrategias objetivas de gestión y conservación de la biota y hábitats (Gutiérrez, 2005; Thuiller *et al.*, 2005a). En este contexto, tanto las invasiones biológicas como la biología de la conservación son dos de los campos de la ecología que más partido están sacando al uso de este tipo de técnicas, al proporcionar alternativas precisas para la descripción de patrones geográficos y de predicción del efecto de diferentes factores (para un listado de aplicaciones de los MDE ver Mateo y colaboradores (2011)). Entre las principales aplicaciones de los MDE está la predicción del riesgo de invasión (Gallardo *et al.*, 2015b), estudios de conservación de la

biodiversidad (Fajardo *et al.*, 2014; Lessmann *et al.*, 2014), así como la gestión y planificación de reservas (Gutiérrez, 2005; Guareschi *et al.*, 2015; Rosso *et al.*, 2017).

El uso de los MDE proporciona, generalmente, resultados más realistas que los rangos geográficos de las especies (Rondinini *et al.*, 2006; Carvalho *et al.*, 2010). Sin embargo, los MDE no están exentos de limitaciones (Carvalho *et al.*, 2010; Underwood *et al.*, 2010), asociadas fundamentalmente a la presencia de errores en datos de ocurrencia o la imposibilidad de incluir todos los factores ambientales, ecológicos e históricos que afectan a la distribución de los organismos (Guisan & Zimmermann, 2000; Mateo *et al.*, 2013).

Una de las claves en el desarrollo de los MDE es el correcto uso de los datos disponibles. En este sentido, el uso de datos fiables de presencia de especies permitirá que los MDE arrojen información de calidad (Robertson *et al.*, 2010). Sin embargo, los datos disponibles para la elaboración de MDE no siempre son los adecuados. En la mayoría de los casos, se parte de información presente en bases de datos de biodiversidad, las cuales, en muchas ocasiones, presentan sesgos en la información que contienen, al ser recolectados para objetivos muy distintos (Hortal *et al.*, 2007). Por ejemplo, especies raras suelen presentar una distribución mejor conocida debido a una exhaustiva prospección de sus poblaciones (Marmion *et al.*, 2008), que taxones poco carismáticos los cuales carecen de interés y, por tanto, están pobremente prospectados en muchas zonas de su distribución (Hespanhol *et al.*, 2015). A esta controversia se suma el problema de la autocorrelación espacial (Boria *et al.*, 2014), con la que se puede sobreestimar la distribución potencial de las especies (Veloz, 2009). Por estas razones, el filtrado y limpieza de los datos crudos de ocurrencia de especies es esencial para el desarrollo de MDE adecuados, permitiendo que el uso de la información disponible en plataformas de biodiversidad sea útil para analizar patrones macroecológicos (García-Roselló *et al.*, 2015).

Como se ha mencionado anteriormente, para el desarrollo de los MDE es necesario disponer de variables ambientales con las que correlacionar los registros de presencia de las especies y así obtener las áreas idóneas de distribución de los organismos estudiados, basándose en los fundamentos del nicho ecológico (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005; Elith *et al.*, 2006; Peterson *et al.*, 2011). En este sentido, es indispensable elegir de modo adecuado las variables ambientales (Elith & Leathwick, 2009), así como tener en cuenta la resolución de las variables (la escala usada), ya que el uso incorrecto de la resolución obstaculizaría el rendimiento de las predicciones obtenidas por los modelos (Segurado & Araújo, 2004).

Las variables climáticas son uno de los mejores predictores de los patrones de distribución de especies a grandes escalas (Woodward & Williams, 1987; Kelly *et al.*, 2014). Aunque la disponibilidad de variables para modelar la distribución de especies acuáticas continentales es limitada, las variables climáticas terrestres han demostrado su utilidad al modelar distribuciones de especies en ambientes acuáticos continentales (Reshetnikov & Ficetola, 2011; Kelly *et al.*, 2014; Gallardo *et al.*, 2015b).

Los nuevos enfoques del modelado de la distribución de especies han demostrado la importancia de incluir variables que reflejen la actividad antrópica (Gallardo *et al.*, 2015b). Entre las más usadas destaca la huella humana, que es un índice que ayuda a cuantificar el efecto del hombre sobre el territorio (Sanderson *et al.*, 2002) y se correlaciona con factores que pueden influir en la introducción y distribución de especies no nativas (Gallardo *et al.*, 2015b). Estos factores pueden incluir presión de propágulos -que está relacionado con el número de rutas de introducción y densidad de población- y cambios en el uso del suelo y/o la transformación del hábitat, que pueden afectar a la biodiversidad nativa alterando y fragmentando sus hábitats, además de dejar huecos en ecosistemas que pueden ser explotados por especies más competitivas como es el caso de especies invasoras (Shea &

Chesson, 2002; Hierro *et al.*, 2004; Champion *et al.*, 2010; Compton *et al.*, 2012). Otras variables interesantes para el desarrollo de los MDE para especies acuáticas, suelen ser los factores físico-químicos, ya que variables como la concentración de determinados nutrientes modelan la composición florística de los ecosistemas acuáticos (Lumbreras *et al.*, 2013). Sin embargo, al igual que los factores climáticos, topográficos o de usos y coberturas del suelo presentan una amplia disponibilidad, el uso de factores que definan la estructura del hábitat o las interacciones bióticas son, para la mayoría de las regiones, de difícil acceso, tienen una resolución inadecuada o no existen en formato adecuado, lo que los hace poco útiles en el modelado de la distribución de especies (Peterson *et al.*, 2011).

En cuanto a los métodos de modelado existen multitud de algoritmos que permiten establecer la distribución potencial de especies (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005; Elith *et al.*, 2006). En esta Tesis se ha utilizado el algoritmo de máxima entropía, MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006), considerado actualmente como uno de los métodos más eficaces en el desarrollo del modelado de la distribución potencial de especies (Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008; Mateo *et al.*, 2013). El uso de MaxEnt permite trabajar solo con datos de presencia, ya que crea sus propias pseudoausencias (Phillips *et al.*, 2006), característica que no todos los métodos de modelado presentan. En gran parte de los modelos utilizados en la actualidad, los datos de ausencia de las especies son necesarios y no son fáciles de obtener, lo que puede limitar la versatilidad de los modelos (Lobo *et al.*, 2010). Además, el algoritmo MaxEnt arroja buenos resultados con tamaño de muestras muy pequeños o errores de georreferenciación (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008; Mateo *et al.*, 2013), siendo útil incluso cuando estos datos presentan sesgos en su distribución (Phillips *et al.*, 2009; Rebelo & Jones, 2010), o existe colinealidad con las variables utilizadas (Kuemmerle *et al.*, 2010). Así pues, los resultados que proyectan los modelos realizados con el algoritmo MaxEnt son mucho más realistas que otras técnicas de modelado (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008).

En conclusión, el uso adecuado de datos y de técnicas de modelado va a permitir desarrollar una información valiosa y rentable para la planificación de la conservación y la gestión de la biodiversidad (Bustamante & Seoane, 2004). Siendo especialmente importante en regiones poco estudiadas o que se encuentran bajo una presión acelerada de pérdida y degradación del hábitat, como es el caso de la cuenca del Mediterráneo (Myers *et al.*, 2000).

3. OBJETIVOS

La finalidad de ésta Tesis es abordar diferentes aspectos relacionados con la conservación de la biodiversidad de ecosistemas acuáticos continentales, mediante la aplicación del modelado de la distribución de especies. Para ello se utiliza el grupo de las plantas acuáticas como organismos modelos. Teniendo en cuenta la capacidad bioindicadora de estos organismos, la información resultante tiene un gran valor para interpretar los patrones biogeográficos y las principales causas de amenaza de extinción. Resulta además una investigación aplicada al mostrar la utilidad del uso de la información espacial como herramienta para la gestión y conservación de la biodiversidad.

El **objetivo general** es estudiar los patrones biogeográficos de diferentes plantas acuáticas nativas y exóticas, y su relación con diferentes factores ambientales y socio-económicos, mediante el uso de modelos de distribución de especies, obteniendo áreas de alto interés de conservación o de alto riesgo de invasión, para el caso de especies exóticas. Estas relaciones se estudian a diferentes escalas geográficas y temporales con la finalidad de conocer las posibilidades que ofrece esta metodología, contribuir al conocimiento sobre los elementos que rigen la distribución de las especies vegetales acuáticas e integrar la información resultante en futuros planes de gestión y conservación de especies y hábitats.

Los objetivos para cada capítulo son los siguientes:

3.1. Biodiversidad, ecosistemas acuáticos y espacios naturales protegidos

Capítulo 1 *“The use of GIS and machine learning as tools to assess the vulnerability risk areas in a ponds network from a natural protected area. A suitable and objective methodology for managing complex and fragile systems”.*

El objetivo principal es validar la metodología basada en un análisis espacial multicriterio para mapear el riesgo de vulnerabilidad al que se encuentra expuesta una red de lagunas, tomando como indicador un conjunto de plantas acuáticas amenazadas. Este estudio evidencia, de forma objetiva, la fragilidad de áreas concretas, dentro de la red de lagunas, elegidas como elemento de estudio, para, una vez identificada dicha fragilidad, aplicar las correspondientes medidas de gestión que protegieran tales lugares. Para este propósito, los **objetivos específicos** llevados a cabo son: 1) identificar el conjunto de criterios que influyen en la biodiversidad de plantas acuáticas amenazadas contenida en la red de lagunas para, a través del uso de los SIG, evaluar el riesgo de vulnerabilidad del sistema; 2) desarrollar MDE para establecer los pesos de los criterios y 3) realizar un análisis de decisión multicriterio para mapear las áreas de acuerdo con el riesgo de vulnerabilidad al que está expuesta la red de lagunas.

Capítulo 2 *“Identifying areas of aquatic plant richness in a Mediterranean hotspot to improve the conservation of aquatic inland ecosystems”.*

El **objetivo principal** es emplear técnicas de modelado de la distribución de especies para identificar áreas con altos niveles de riqueza de plantas acuáticas en la Península Ibérica. Los **objetivos específicos** son: 1) analizar la distribución observada (es decir, conocida) de las plantas acuáticas y detectar vacíos geográficos; 2) utilizar los MDE, basados en variables bioclimáticas, para comprender mejor y evaluar las probables distribuciones de especies; 3)

generar un mapa de riqueza potencial de especies mediante el apilamiento de los MDE individuales para identificar las áreas de mayor riqueza y, 4) explorar si la Red Natura 2000 contiene estas áreas de especial importancia para las plantas acuáticas.

3.2. Especies exóticas, un problema emergente

Capítulo 3 “*An invasion risk map for non-native aquatic macrophytes of the Iberian Peninsula*”.

El **objetivo principal** de este estudio es predecir las posibles áreas de riesgo de invasión de plantas acuáticas en la Península Ibérica. Para lograr esta meta, los **objetivos específicos** son: 1) determinar la influencia de los factores ambientales y socio-económicos sobre 20 especies de plantas acuáticas exóticas en la Península Ibérica; 2) elaborar un mapa, a partir de los MDE desarrollados para cada especie, que evidencie aquellas áreas con mayor riesgo de invasión, y 3) buscar las causas que expliquen por qué determinadas regiones son más vulnerables a la invasión por especies exóticas que otras.

Capítulo 4 “*Predicting the risk of aquatic plant invasions in Europe: how climatic factors and anthropogenic activity influence potential species distributions*”.

El **objetivo principal** es establecer las zonas de mayor riesgo de invasión por plantas acuáticas en Europa y ver la relación de estas áreas con factores físico-químicos del medio. Para ello se desarrollan los siguientes **objetivos específicos**: 1) identificar las áreas que potencialmente podrían ser colonizadas por plantas acuáticas exóticas mediante el uso de MDE basados en variables bioclimáticas y socio-económicas; 2) generar mapas combinados de riesgo de invasión, apilando los modelos generados para cada especie, que revelen las zonas de Europa con mayor riesgo de invasión, para el conjunto de las 60 especies estudiadas y para

las diez especies más perjudiciales de Europa y 3) relacionar las características físico-químicas de los ecosistemas acuáticos con las zonas identificadas de mayor riesgo de invasión.

Capítulo 5 “Present and future potential distribution of two ecological races of *Azolla filiculoides*: an invasive species threatening the world freshwater ecosystems”.

El **objetivo principal** es investigar la posible divergencia dentro de las poblaciones de *Azolla filiculoides* en un contexto de especiación filoclimática. Los **objetivos específicos** son: 1) examinar la uniformidad del nicho climático de las poblaciones de *Azolla filiculoides* a través de la distribución nativa de la especie; 2) probar si los nichos climáticos difieren estadísticamente entre las áreas de distribución; 3) caracterizar las tolerancias climáticas de diferentes “razas” ecológicas encontradas; 4) utilizar las tolerancias climáticas para describir la distribución potencial/futura de esas “razas” ecológicas en todo el mundo y 5) probar si existen diferencias en el proceso de invasión entre las distintas “razas”.

4. BIODIVERSIDAD, ECOSISTEMAS ACUÁTICOS Y ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

La Península Ibérica es considerada una de las regiones con mayor biodiversidad de plantas acuáticas en Europa, pero poco se sabe de la distribución concreta de dicha biodiversidad. En esta parte de la Tesis se pone de manifiesto, qué áreas, dentro de la Península Ibérica, albergan la mayor biodiversidad de plantas acuáticas. Además, se analiza la efectividad de los espacios naturales protegidos en la protección de dicha biodiversidad y se localizan las zonas expuestas a un mayor grado de amenaza, asociadas fundamentalmente a diferentes actividades humanas, mediante el uso de diferentes análisis espaciales. Los resultados obtenidos demuestran la utilidad de las plantas acuáticas como organismos modelo para conocer distintos aspectos relacionados con la gestión y conservación de espacios protegidos y los sistemas acuáticos.

CAPÍTULO 1: The use of GIS and machine learning as tools to assess the vulnerability risk areas in a ponds network from a natural protected area. A suitable and objective methodology for managing complex and fragile systems

Rodríguez-Merino, A., García-Murillo, P. & Fernández-Zamudio, R.

Manuscrito en preparación

CAPÍTULO 2: Identifying areas of aquatic plant richness in a Mediterranean hotspot to improve the conservation of freshwater ecosystems

Rodríguez-Merino, A., Fernández-Zamudio, R. & García-Murillo, P.

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems (En revisión)

5. ESPECIES EXÓTICAS, UN PROBLEMA EMERGENTE

La presencia de especies exóticas invasoras se relacionan directamente con la alteración de ecosistemas y pérdida de biodiversidad en muchas regiones del planeta. Especialmente susceptible a las invasiones biológicas son los hábitats acuáticos continentales. En esta parte de la Tesis se analiza, en dos escalas espaciales diferentes, la Península Ibérica (regional) y Europa (continental), qué zonas presentan más vulnerabilidad por riesgo de invasión a diferentes taxones exóticos. Los análisis demuestran la importancia del efecto del hombre en la introducción y dispersión de estas especies. Además, el estudio filoclimático del pteridofito americano invasor *Azolla filiculoides* realizado, pone de manifiesto la importancia del clima en el proceso invasor de este grupo de especies.

CAPÍTULO 3: An invasion risk map for non-native aquatic macrophytes of the Iberian Peninsula

Rodríguez-Merino, A., Fernández-Zamudio, R. & García-Murillo, P.

Anales del Jardín Botánico de Madrid 74(1): e055 2017. ISSN: 0211-1322. doi:

<http://dx.doi.org/10.3989/ajbm.2452>

CAPÍTULO 4: Predicting the risk of aquatic plant invasions in Europe: how climatic factors and anthropogenic activity influence potential species distribution

Rodríguez-Merino, A., García-Murillo, P., Cirujano, S. & Fernández-Zamudio, R.

Journal for Nature Conservation, Volume 45, September 2018, Pages 58-71. doi:
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.007>

CAPÍTULO 5: Present and future potential distribution of two ecological races of *Azolla filiculoides*: an invasive species threatening the world freshwater ecosystems

Rodríguez-Merino, A., Fernández-Zamudio, R., García-Murillo, P. & Muñoz, J.

Hydrobiologia (En revisión)

6. RESUMEN DE LOS RESULTADOS

6.1. Biodiversidad, ecosistemas acuáticos y espacios naturales protegidos

El principal reto de las políticas de conservación es ser capaces de preservar la mayor proporción de biodiversidad, poniendo especial atención a aquellos elementos críticamente amenazados por las actividades humanas. La particular situación de los ecosistemas acuáticos continentales en el paisaje hace que actúen como sumideros de los efluentes y, por tanto, se vean gravemente afectados por las distintas actividades que se llevan a cabo en las cuencas vertientes donde se localizan. La presencia o ausencia de determinados taxones de plantas acuáticas es indicador del estado de salud y del estado trófico del sistema que habitan, por eso tienen un gran valor como organismos bioindicadores. En este sentido, el estudio de las respuestas geográficas de las especies a cambios ambientales puede contribuir a la mejora del desarrollo de estrategias de conservación y gestión de redes de espacios naturales protegidos.

En el capítulo 1 *“The use of GIS and machine learning as tools to assess the vulnerability risk areas in a ponds network from a natural protected area. A suitable and objective methodology for managing complex and fragile systems”* se analizó el riesgo de vulnerabilidad de una extensa red de lagunas temporales incluidas en un espacio natural protegido, el Entorno de Doñana, reconocido como uno de los más relevantes de Europa. Para ello se usó como indicador un conjunto de plantas acuáticas amenazadas. El principal reto de este estudio fue poner de manifiesto como un análisis espacial multicriterio, puede establecer de modo objetivo la valoración de un área frágil y compleja, y como esta metodología resulta una alternativa más conveniente que la aplicación del criterio experto en la toma de decisiones. Se cuantificó el efecto de diferentes factores de riesgo al que están expuestos los organismos acuáticos en estos sistemas. Tanto la presencia de cultivos de regadío en el

entorno del espacio protegido, como la presencia de áreas residenciales, causaron un claro efecto negativo sobre las características del hábitat idóneas para el desarrollo y supervivencia de los organismos estudiados. Por otra parte, la cercanía a zonas con permanencia de agua no marina y una amplia heterogeneidad de nichos, hizo que estos lugares se presentaran como los menos vulnerables y en consecuencia, los de mayor riqueza de especies. Estas zonas coincidieron con las áreas cercanas a la zona peridunar -que separa las arenas de la marisma- y la zona del Parque Nacional donde existe una mayor densidad de cuerpos de agua. La toma de decisiones relativas a la conservación, en un espacio natural protegido tan extenso y complejo como el Parque Nacional de Doñana, resulta una tarea difícil ya que hay que contemplar numerosos factores de gran relevancia. En este aspecto, la metodología propuesta permite establecer estrategias de gestión cuando los datos no son completos y entran en juego diferentes criterios, de modo que se puede obtener una visión general objetiva del área de estudio y las amenazas a las que se encuentra expuestas.

En el capítulo 2 ***“Identifying areas of aquatic plant richness in a Mediterranean hotspot to improve the conservation of aquatic inland ecosystems”***, se analizó por primera vez la efectividad de la red de espacios protegidos en la protección de estos organismos en la Península Ibérica, considerada una región de alta diversidad de plantas acuáticas. Para ello se tomó como referencia la Red Natura 2000 debido a su ámbito heterogéneo de protección, además de ser una red que trata de armonizar la conservación de la biodiversidad con las actividades humanas. En primer lugar, se puso de manifiesto los escasos conocimientos en la distribución de plantas acuáticas en la Península Ibérica, con especial énfasis en Portugal. El principal hallazgo fue el hecho de que varios lugares con gran riqueza potencial de especies no están incluidos en la Red Natura 2000. Los modelos desarrollados evidenciaron la temperatura media anual y la presencia de precipitaciones en el cuatrimestre más seco como los factores clave en la distribución de las especies analizadas. A pesar de que las zonas de mayor altitud de la Península Ibérica se mostraron como las más biodiversas para el grupo modelo, también

zonas de menor altitud, como el suroeste de España o la costa mediterránea, resultaron ser puntos clave para la riqueza de especies de plantas acuáticas. Las zonas de menor riqueza de especies se localizaron en áreas expuestas a una mayor presión antrópica, fundamentalmente en las zonas bajas de las cuencas de los grandes ríos, donde las tareas agrícolas son más intensas. Como resultado del estudio, se localizaron los *hotspots* para este grupo de organismos y se reconoció la influencia de la actividad antrópica en la pérdida de los hábitats viables para el desarrollo de plantas acuáticas.

6.2. Especies exóticas, un problema emergente

Una de las principales amenazas a las que se encuentran expuestos los ecosistemas acuáticos es la introducción de especies exóticas invasoras. La carencia de mecanismos de control naturales en los lugares en los que se instalan, como presencia de predadores o competencia con otras especies, que sí existen en sus áreas nativas, hace que estos organismos puedan alcanzar un establecimiento exitoso, produciendo cambios en los sistemas que colonizan. Las consecuencias de estos cambios son inmediatas: impactos ecológicos, socio-económicos y problemas asociados a la salud pública. Por esta razón, la identificación previa de regiones de alto riesgo de invasión, así como qué factores dirigen la distribución geográfica de estos organismos, resulta ser una información clave para establecer medidas efectivas de gestión y control de las invasiones biológicas.

El riesgo de invasión causado por 20 especies de plantas acuáticas exóticas presentes en la Península Ibérica se analizó en el capítulo 3 "***An invasion risk map for non-native aquatic macrophytes of the Iberian Peninsula***". Se identificaron como áreas de alto riesgo de invasión las áreas cercanas al mar, cuencas de grandes ríos y zonas densamente pobladas. La huella humana fue el factor clave que explicaba la distribución de la mayoría de las especies analizadas, encontrándose siempre entre los tres factores de mayor relevancia en el establecimiento de la distribución potencial individual de cada organismo. Además, las zonas

expuestas a un mayor riesgo de vulnerabilidad coincidieron estrechamente con aquellas zonas donde existen cultivos de regadío. Estas actividades incrementan la eutrofización de las aguas, favoreciendo la introducción de especies exóticas, muchas de las cuales ven favorecida su expansión en aguas con altas concentraciones de nutrientes. Asimismo, factores climáticos como la estacionalidad de la temperatura y la presencia de precipitaciones en el cuatrimestre más seco fueron claves para entender la distribución de las especies estudiadas, lo que pone de manifiesto la importancia del clima en la expansión de estas especies.

En el capítulo 4 ***“Predicting the risk of aquatic plant invasions in Europe: how climatic factors and anthropogenic activity influence potential species distributions”***, partiendo de premisas semejantes a las establecidas en el capítulo anterior, se llevó a cabo un análisis del riesgo de invasión de un conjunto de 60 plantas acuáticas exóticas en Europa. Posteriormente se analizaron los factores físico-químicos que influyen en estas zonas de mayor riesgo de invasión. Los resultados revelaron que la distribución potencial de las especies analizadas se relacionó estrechamente con variables dependientes de la temperatura. Del mismo modo, la actividad antrópica fue uno de los principales factores que explicó la probabilidad de presencia de estas especies. Esto se vio reflejado también en la relación entre las zonas de mayor riesgo de invasión y los factores físico-químicos. Se demostró que las zonas expuestas a elevados valores de nitrato, conductividad eléctrica y alcalinidad, resultaron ser óptimas para la colonización y desarrollo de un mayor número de especies exóticas. Estas zonas coincidieron con las cuencas de grandes ríos y áreas de intensa actividad antrópica (zonas densamente pobladas, puertos, líneas de costas y áreas agrícolas).

En el capítulo 5 ***“Present and future potential distribution of two ecological races of Azolla filiculoides: an invasive species threatening the world freshwater ecosystems”*** se evaluó si todas las poblaciones del área nativa de una planta acuática invasora tienen el mismo potencial invasor. *Azolla filiculoides* es una pteridófita flotante, nativa del continente

americano, que en la actualidad se encuentra distribuida como planta invasora en muchos lugares del mundo, causando importantes problemas en la conservación de los hábitats invadidos. Esta especie se consideraba, en un principio, como una especie homogénea en su comportamiento ecológico. Sin embargo, los resultados aquí expuestos, basados en análisis de superposición, muestran que existen dos “razas” ambientales diferentes dentro de *Azolla filiculoides*. Los MDE muestran claras diferencias entre las distribuciones potenciales de ambas “razas”. Una se encuentra en climas tropicales, mientras que la segunda se distribuye en climas subtropicales y templados. Teniendo en cuenta este hallazgo, se planteó analizar la distribución global de las dos “razas” para un escenario climático futuro, resultando que las dos “razas” disminuyen su distribución potencial en todo el mundo. Aún así, la “raza” templada parece tener un mayor potencial invasor, para áreas donde *Azolla filiculoides* está actualmente ausente. Estos resultados abren una sugerente puerta a futuras investigaciones.

7. DISCUSIÓN

La presente Tesis doctoral es el resultado de un trabajo llevado a cabo en dos direcciones complementarias. La primera de ellas pretende poner de manifiesto el uso de las plantas acuáticas como organismos modelos para establecer medidas futuras de conservación en ecosistemas acuáticos. Y la segunda de ellas, plantear la importancia del uso de técnicas de análisis espacial para modelar la distribución de especies, como herramienta útil para establecer medidas de gestión y conservación adecuadas para la protección de la biodiversidad acuática. Para ello se llevó a cabo una investigación aplicada que estudiaba los patrones biogeográficos de un conjunto de plantas acuáticas a través de los modelos de distribución de especies (MDE), con distintos objetivos: definir áreas de alto interés de conservación de las plantas acuáticas, caracterizar el hábitat de taxones de plantas acuáticas bajo algún grado de amenaza y modelizar áreas con alto riesgo de invasión por especies acuáticas invasoras. La aplicación se traduce en la generación de información que pueda ser usada en futuros planes de gestión y conservación de especies y hábitats acuáticos. Aunque cada capítulo de esta Tesis tiene una discusión independiente, en la presente sección se tratará de poner de manifiesto la utilidad de las plantas acuáticas como organismos modelos en la gestión y conservación de la biodiversidad acuática.

En ocasiones, el uso de indicadores físico-químicos en los humedales requiere un gran esfuerzo de muestreo y no es necesariamente relevante desde el punto de vista biológico (Gergel *et al.*, 2002). Por el contrario, los indicadores bióticos pueden integrar cambios en las condiciones de los sistemas que habitan, a veces son fáciles de identificar y la información que proporcionan es útil para detectar las presiones a las que están expuestos (Niemi & McDonald, 2004). En el estudio llevado a cabo en la zona del manto eólico del Entorno de Doñana, se puso de manifiesto la capacidad bioindicadora de las plantas acuáticas para establecer las zonas,

dentro de la red de lagunas, que se encontraban expuestas a un mayor riesgo de vulnerabilidad. Son varias las propuestas que se han realizado para valorar la red de lagunas temporales de Doñana, basándose en diferentes aspectos como la geomorfología (Florencio *et al.*, 2014), el hidroperiodo (Bustamante *et al.*, 2016), incluso las plantas acuáticas (Fernández-Zamudio *et al.*, 2016), pero en ésta que presentamos, es la primera vez que se establece un método basado en la tecnología SIG. Este método engloba distintos análisis para constituir una metodología objetiva que deje de lado aspectos como el criterio experto utilizado en otros estudios de valoración de hábitats (Saaty, 1990), los cuales van a estar siempre sujetos a un menor o mayor grado de subjetividad (Krois & Schulte, 2014; Sarkar *et al.*, 2016). En la línea de otros estudios, los resultados que se proponen señalan un nexo común entre las zonas más biodiversas del área de estudio y la zona de mayor densidad de cuerpos de agua (Díaz-Paniagua *et al.*, 2010; Fernández-Zamudio *et al.*, 2016). Así, las zonas del ecotono entre la marisma y las arenas, y el ribete peridunar del Parque Nacional, lugares donde se encuentra el punto de descarga del acuífero, son las áreas donde la riqueza de plantas acuáticas es más notable y, en consecuencia, aparece una mayor diversidad de organismos asociados a ellas. Además, estas zonas se presentan como hábitats de especies de alto interés de conservación para especies como *Caropsis veticillato-inundata* o *Potamogeton natans* (Florencio *et al.*, 2014). A pesar de que esta zona se encuentra bajo el mayor grado de protección legal del área de estudio, se han detectado en las zonas más cercanas al núcleo urbano de Matalascañas un riesgo de vulnerabilidad bastante elevado, hecho que ha quedado patente en otros trabajos (Díaz-Paniagua & Aragonés, 2015; Bustamante *et al.*, 2016; Dimitriou *et al.*, 2017). La principal causa de dicho riesgo parece estar relacionada con la extracción de aguas del acuífero, hecho que también afecta a toda la zona norte del área de estudio, donde tanto la presencia de núcleos urbanos como de cultivos de regadío, parecen ser los causantes de la falta de agua y la pérdida de su calidad. De este modo, la artificialización de este entorno es lo que está produciendo la pérdida de calidad de hábitats y el aumento del riesgo de

vulnerabilidad. Aún así es importante señalar que la presencia de hábitats artificiales como es el caso de los zacallones (masas de agua artificiales para el abastecimiento del ganado) o las balsas agrícolas de riego, también pueden aportar efectos positivos para el conjunto de la red de lagunas estudiadas, ya que proporcionan hábitats para organismos que necesitan de un mayor hidroperiodo para completar sus ciclos de vida (Fernández-Zamudio *et al.*, 2016), siendo éste el caso de algunas plantas acuáticas flotantes como *Lemna trisulca* o *Wolffia arrhiza*. Desde el punto de vista de la gestión y conservación de este entorno, clave para el mantenimiento de la flora y fauna acuática europea, es crucial tratar el sistema como un conjunto y no como hábitats aislados (Díaz-Paniagua *et al.*, 2010), y en este sentido es necesario promover políticas de gestión capaces de armonizar las actividades humanas con el espacio natural.

La información que aportan los patrones geográficos de las especies pueden ser de gran ayuda no sólo para la gestión de entornos naturales y hábitats concretos, sino que además su uso basándose en la metodología de los *hotspots* puede ayudar a conocer diferentes aspectos relacionados con la conservación de la biodiversidad en zonas poco estudiadas (Pineda & Lobo, 2009) o la efectividad de la red de espacios naturales protegidos de una región (Mateo *et al.*, 2013). Existen diferentes estudios que analizan los patrones de riqueza de especies con la finalidad de establecer medidas de conservación en la Península Ibérica (Lobo *et al.*, 2001; Pascual *et al.*, 2011). Aún así, las plantas acuáticas han sido escasamente usadas hasta ahora como organismos modelos para valorar la red de espacios naturales protegidos. Los organismos más comunes para el desarrollo de este tipo de metodologías han sido los peces y los macroinvertebrados (Abellán *et al.*, 2007; Guareschi *et al.*, 2012, 2015; Hermoso *et al.*, 2016), a pesar de que el mayor número de métodos para implementar en la Directiva Marco del Agua se basan en las plantas acuáticas (28% del total de los métodos) (Birk *et al.*, 2012). Los patrones de riqueza de especies de plantas acuáticas obtenidos en la Península Ibérica muestran coincidencias con los propuestos por Lobo y

colaboradores (2001), para la vegetación de la Península Ibérica. Además, se pone de evidencia que la Red Natura 2000 deja sin protección importantes áreas para el desarrollo y supervivencia de plantas acuáticas y en consecuencia para los organismos asociados. Estudios anteriores ya evidencian esta deficiencia (Sánchez-Fernández *et al.*, 2013; Guareschi *et al.*, 2015; Hermoso *et al.*, 2015; Rosso *et al.*, 2017). A pesar de que la Red Natura 2000 trata de combinar las actividades humanas con la conservación y protección de la naturaleza, se ha identificado que las zonas de especial importancia en la distribución de la riqueza de plantas acuáticas se encuentran fuertemente alteradas por el efecto del hombre, hecho que a medio plazo incide negativamente en la protección de los ecosistemas acuáticos. Por esta razón, en base a los resultados obtenidos, se considera necesaria una revisión de los límites de la Red Natura 2000 en la Península Ibérica para ofrecer una mayor protección de los ecosistemas acuáticos en equilibrio con determinadas zonas de uso humano, pero también de elevado valor ecológico.

Un aspecto importante a la hora de establecer medidas de conservación y gestión es el conocimiento de las áreas con alto riesgo de invasión por especies exóticas, siendo ésta una de las causas principales de la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas acuáticos (Dudgeon *et al.*, 2006). El número de especies exóticas presentes en los ecosistemas está aumentando significativamente en los últimos años, y resulta de especial importancia en el caso de los ecosistemas acuáticos ya que son muy susceptibles a los cambios producidos por estas especies (Strayer & Dudgeon, 2010; Keller *et al.*, 2011). El incremento de registros de presencia de plantas acuáticas exóticas en la Península Ibérica ha aumentado de forma exponencial en los últimos 50 años. En el estudio sobre el riesgo de invasión de 20 especies exóticas en la Península Ibérica, se puso de manifiesto que la principal causa de vulnerabilidad a un mayor riesgo de invasión fue el efecto del hombre, representado en este estudio mediante la huella humana. La importancia de este factor ha sido puesta de manifiesto por otros autores en el desarrollo de MDE de plantas acuáticas exóticas en otras regiones (Kelly *et al.*, 2014; Gallardo

et al., 2015b). La presión de propágulos relacionada con el hombre es la clave en la introducción y posterior colonización de estas especies (Compton *et al.*, 2012; Kelly *et al.*, 2014). Aunque la mayoría de las especies focales no pueden dispersarse naturalmente a grandes distancias, la presencia de vías de transporte permiten una dispersión facilitada eficiente (Strayer, 2010; Havel *et al.*, 2015). Por ejemplo, las redes de transporte y las cuencas hidrográficas actúan como corredores para la introducción de especies exóticas (Gallardo *et al.*, 2015b). En el estudio para la Península Ibérica se detectó una especial relación entre las zonas de mayor riesgo de invasión con zonas cercanas a áreas agrícolas, situadas en las cuencas de los grandes ríos. Esto pone de manifiesto que la cercanía a zonas agrícolas, no solo provoca que la riqueza de plantas acuáticas disminuya, como se mostró en el primer capítulo de la Tesis, sino que además favorece la entrada de organismos exóticos invasores, menos selectivos y capaces de transformar el hábitat al que llegan.

Cuando se amplió el área de estudio a Europa y el número de organismos estudiados (de 20 en la Península Ibérica a 60 en Europa), se obtuvo una tendencia similar. En el caso de Europa, las zonas expuestas a una mayor presión antrópica son las que mostraron un mayor riesgo de invasión coincidiendo con áreas urbanas, cuencas de grandes ríos, áreas densamente pobladas o zonas de puertos, entre otros ambientes antropizados. Estos resultados concuerdan con los propuestos por otros autores, que ya señalan a estas zonas como las más susceptibles a recibir invasiones de múltiples taxones (Liu *et al.*, 2011; Gallardo *et al.*, 2015b; Bellard *et al.*, 2016). El aumento en el número de especies de plantas acuáticas exóticas en Europa quedó patente en los resultados propuestos. Existe un periodo clave para entender este proceso, en la década de los 60, al inicio de la Revolución Verde. En este periodo se fomenta un cambio en el modelo agrícola, pasando de una agricultura tradicional a una agricultura intensiva (Verhoeven & Setter, 2010). El análisis a *post hoc* realizado para establecer la relación de las zonas de mayor riesgo de invasión en Europa con diferentes factores físico-químicos puso de manifiesto como el efecto del hombre, a través del desarrollo

de los nuevos cultivos agrícolas, parece ser la causa principal en este problema emergente de las especies exóticas en ecosistemas acuáticos, debido a que las zonas de mayor riesgo de invasión coincidieron principalmente con las zonas expuestas a una elevada concentración de nutrientes. El aumento de compuestos químicos y fertilizantes de distinto tipo, es una de las principales causas de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos, sentando las bases para una mayor idoneidad de estos sistemas para las especies exóticas (Verhoeven & Setter, 2010).

Comprender la actual distribución potencial de especies invasoras es muy útil para gestionar la biodiversidad, minimizar el daño asociado con introducciones accidentales, pero además para establecer también sistemas de detección temprana que permitan la priorización y el manejo de áreas potencialmente susceptibles (Broennimann *et al.*, 2007; Vander Zanden & Olden, 2008; Barnes *et al.*, 2014). Se espera que el efecto del clima cambie la distribución de las especies y, por lo tanto, es importante predecir la posible distribución futura de especies exóticas (Broennimann *et al.*, 2007, 2012; Broennimann & Guisan, 2008; Bellard *et al.*, 2013; Gillard *et al.*, 2017). Estos cambios pueden ir acompañados de una diversificación de linajes en una variedad de taxones (Evans *et al.*, 2009). En este contexto, la información de nicho ecológico puede ser importante para determinar si los linajes son distintos (Rissler *et al.*, 2007). Tras diferentes trabajos llevados a cabo para analizar el riesgo de invasión de diferentes regiones, se decidió centrar el esfuerzo en analizar el riesgo de invasión de una única especie, en concreto la especie que se podría considerar como la planta acuática invasora paradigmática para la cuenca del Mediterráneo, *Azolla filiculoides*. En el proceso de modelado de la especie, se decidió establecer una metodología de trabajo diferente a la seguida hasta el momento para modelizar la idoneidad del hábitat para especies no nativas. En este caso no se trabajó con los registros de la especie en el área nativa y el área invadida (Jiménez-Valverde *et al.*, 2011), sino que se utilizaron tan sólo los datos de la especie en su área nativa. De este modo se perseguía entender si la especie coloniza zonas similares a su área nativa o si por el contrario prefiere ambientes diferentes y, en relación con esto último,

cómo afectará el Cambio Climático al proceso de invasión de *Azolla filiculoides*. El resultado obtenido fue muy interesante, ya que la especie, tal y como se señala aquí por primera vez, mediante el uso de análisis filoclimáticos, parece estar constituida por dos “razas” climáticas: una “raza” tropical y otra “raza” templada. La distribución potencial de la “raza” templada coincide con la distribución no nativa de *Azolla*, mientras que la distribución potencial de la “raza” tropical muestra áreas idóneas para la especie fuera de su área nativa aún sin invadir. Se podría afirmar, por tanto, que la “raza” que actualmente se encuentra dispersa por el planeta es la “raza” templada. A pesar de que los modelos climáticos señalaron que ambas “razas” podrían reducir sus distribuciones en un futuro, como se ha puesto de manifiesto para otras plantas acuáticas invasoras (Gillard *et al.*, 2017), la “raza” templada parece que seguirá siendo un problema para la gestión de los sistemas acuáticos mediterráneos ya que la distribución de *A. filiculoides* depende fuertemente de variables relacionadas con la temperatura (Kelly *et al.*, 2014), como también ocurre con otras plantas acuáticas flotantes (Moran *et al.*, 2010; Netten *et al.*, 2010).

Estos resultados abren una sugerente puerta a futuras investigaciones. Si se parte de la idea de que los caracteres morfológicos dentro de este taxón son bastante uniformes, de lo que puede inferirse su uniformidad genética, los resultados pueden interpretarse como el indicio de otra fuente de variabilidad, al margen del genoma de la planta, en este caso, se trata de la existencia de comunidades de procariotas simbiotes. Estos simbiotes serían capaces de modular la respuesta de *Azolla filiculoides* a diferentes condiciones ambientales y por tanto también en ellas puede que esté la clave para el control de esta planta invasora.

El uso de los MDE en esta Tesis, y en concreto el algoritmo de máxima entropía, ha demostrado ser una herramienta eficaz a la hora de establecer la distribución potencial de las especies estudiadas. Aún así, el correcto rendimiento de los modelos depende de la cantidad y calidad de los datos, así como de las características ecológicas de las especies (Mateo *et al.*, 2013). Es cierto que existen una serie de limitaciones y asunciones a la hora de realizar estos

modelos (Carvalho *et al.*, 2010), sin embargo, los resultados propuestos en esta Tesis han acreditado ser altamente confiables. Los altos valores de AUC para los diferentes modelos realizados, son un fiel reflejo de la calidad de los datos utilizados para realizar los distintos ejercicios de modelado (Phillips *et al.*, 2006; Merow *et al.*, 2013). En este contexto, el procesamiento llevado a cabo de los datos, tanto de presencias de especies como los predictores usados, ha sido un paso esencial para obtener unos resultados confiables, tal como indican otros estudios (García-Roselló *et al.*, 2015).

Con el desarrollo de esta Tesis se ha puesto de manifiesto el interés del uso de las plantas acuáticas como organismos modelos, adecuados para gestionar los ecosistemas acuáticos y redes de espacios protegidos, así como para establecer estrategias de conservación de la biodiversidad de una forma objetiva. Mediante el uso de diferentes técnicas de análisis espacial se ha demostrado que éstas resultan ser herramientas útiles en los procesos de toma de decisiones en campos como la biología de la conservación y las invasiones biológicas. Sin menoscabo de que el estudio de estos organismos y sistemas en su entorno natural es fundamental, se considera que el trabajo expuesto aquí constituye una base sólida para avanzar en el conocimiento del funcionamiento de este grupo funcional ampliamente distribuido en la cuenca del Mediterráneo. Siendo una información útil para el desarrollo de planes de priorización de ecosistemas acuáticos y gestión de redes de reserva, así como para el diseño de sistemas de alerta temprana de detección de especies invasoras, desarrollo de planes de restauración o, en última instancia, y no por ello menos importante, para establecer nuevas áreas de estudio, donde poder ampliar el conocimiento de la presencia y distribución de estas especies.

8. CONCLUSIONES

1.- En el estudio sobre la vulnerabilidad de red de lagunas temporales incluidas en el Entorno de Doñana, las zonas de mayor vulnerabilidad en el conjunto son aquellas cercanas a cultivos y núcleos residenciales, como posible consecuencia de las extracciones de aguas subterráneas.

Por el contrario, las zonas con mayor heterogeneidad de hábitats y mayor densidad de cuerpos de agua, zonas cercanas al ecotono entre la marisma y las arenas y la zona peridunar, son las que albergan un mayor número de especies, así como zonas de menor riesgo de vulnerabilidad.

2.- Los territorios de mayor riqueza de plantas acuáticas en la Península Ibérica se localizan en las zonas de mayor elevación, así como en puntos concretos del suroeste y este de la Península.

3.- La Red Natura 2000 en la Península Ibérica, presenta una limitada efectividad para garantizar la conservación de las plantas acuáticas. Esto supone la desprotección de áreas de alto interés desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad acuática.

4.- Las variables bioclimáticas son los principales factores que explican la distribución potencial de las especies de plantas acuáticas exóticas. De especial importancia son las variables relacionadas con la temperatura, las cuales actúan como limitantes en su distribución, pudiendo afectar a procesos como la reproducción, el crecimiento, el metabolismo y la captación de oxígeno. Por otra parte, aunque menos importante, las variables relacionadas con la precipitación afectan a los diferentes regímenes hídricos (sequías o inundaciones), pudiendo llegar a ejercer efectos perjudiciales sobre los ciclos biológicos de las plantas acuáticas.

5.- Las cuencas de grandes ríos y áreas sometidas a intensa actividad antrópica como áreas densamente pobladas, puertos y zonas costeras, son las zonas que presentan un mayor riesgo de invasión potencial por plantas acuáticas exóticas, tanto en la Península Ibérica como en Europa.

6.- Las zonas con elevada concentración de nutrientes y con altos valores de conductividad eléctrica y alcalinidad favorecen el riesgo de invasión por plantas acuáticas en Europa.

7.- Las regiones expuestas a una elevada actividad agrícola, principalmente zonas de regadío, favorecen el establecimiento de especies exóticas de plantas acuáticas y en contraposición, son poco favorables para albergar una alta riqueza de especies nativas y/o amenazadas.

8.-El cambio de una agricultura tradicional a una agricultura industrializada durante la década de los 60, parece ser el punto de inflexión que explica la mayor facilidad de invasión por especies acuáticas invasoras en algunas regiones de Europa, dándose así un aumento en el número de especies y registros de especies acuáticas exóticas.

9.- La especie *Azolla filiculoides* aparece compuesta por dos “razas” climáticas diferentes. Se propone la hipótesis de que se encuentra en un proceso de especiación ecológica, en el cual la “raza” de ambientes templados es la que parece estar presente en las zonas fuera del área nativa de la especie, lo que hace pensar que es la que presenta un mayor potencial invasor.

10.- Como conclusión final, la aplicación de los modelos de distribución de especies, combinados con el uso de los sistemas de información geográfica, permite obtener patrones de distribución más completos que los métodos clásicos de estudio de distribución de especies. De este modo, los modelos de distribución de especies se presentan como herramientas de incalculable valor en la investigación de la biología de la conservación, proporcionando alternativas para el estudio de la biodiversidad, estudios de Cambio Climático,

evaluación del riesgo de vulnerabilidad y de invasión, diseño de nuevas reservas y desarrollo de planes de gestión y conservación.

9. BIBLIOGRAFÍA

- ABELL, R. 2002. Conservation Biology for the Biodiversity Crisis: a Freshwater Follow-up. *Conservation Biology* 16 (5): 1435-1437.
- ABELL, R., J.D. ALLAN & B. LEHNER 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* 134 (1): 48-63.
- ABELLÁN, P., D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, J. VELASCO & A. MILLÁN 2007. Effectiveness of protected area networks in representing freshwater biodiversity: the case of a Mediterranean river basin (south-eastern Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17 (4): 361-374.
- ALAHUHTA, J., S. KOSTEN, M. AKASAKA, D. AUDERSET, M.M. AZZELLA, R. BOLPAGNI, C.P. BOVE, P.A. CHAMBERS, E. CHAPPUIS, J. CLAYTON, M. de WINTON, F. ECKE, E. GACIA, G. GECHÉVA, P. GRILLAS, J. HAUXWELL, S. HELLSTEN, J. HJORT, M.V. HOYER, C. ILG, A. KOLADA, M. KUOPPALA, T. LAURIDSEN, E.H. LI, B.A. LUKÁCS, M. MJELDE, A. MIKULYUK, R.P. MORMUL, J. NISHIHIRO, B. OERTLI, L. RHAZI, M. RHAZI, L. SASS, C. SCHRANZ, M. SØNDERGAARD, T. YAMANOUCHI, Q. YU, H. WANG, N. WILLBY, X.K. ZHANG & J. HEINO 2017. Global variation in the beta diversity of lake macrophytes is driven by environmental heterogeneity rather than latitude. *Journal of Biogeography* 44 (8): 1758-1769.
- BARNES, M.A., C.L. JERDE, M.E. WITTMANN, W.L. CHADDERTON, J. DING, J. ZHANG, M. PURCELL, M. BUDHATHOKI & D.M. LODGE 2014. Geographic selection bias of occurrence data influences transferability of invasive *Hydrilla verticillata* distribution models. *Ecology and Evolution* 4 (12): 2584-2593.
- BELLARD, C., B. LEROY, W. THUILLER, J. -F. RYSMAN, F. COURCHAMP & S. COLLINS 2016. Major drivers of invasion risks throughout the world. *Ecosphere* 7 (3): e01241.
- BELLARD, C., W. THUILLER, B. LEROY, P. GENOVESI, M. BAKKENES & F. COURCHAMP 2013. Will climate change promote future invasions? *Global change biology* 19 (12): 3740-3748.
- BIRK, S., W. BONNE, A. BORJA, S. BRUCET, A. COURRAT, S. POIKANE, A. SOLIMINI, W. VAN DE BUND, N. ZAMPOUKAS & D. HERING 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18: 31-41.
- BOON, P.J. 2000. The development of integrated methods for assessing river conservation value. *Hydrobiologia* 422-423 (0): 413-428.
- BORIA, R.A., L.E. OLSON, S.M. GOODMAN & R.P. ANDERSON 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling* 275: 73-77.
- BORNETTE, G. & S. PUIJALON 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences* 73 (1): 1-14.

- BOUMA, T.J., M.B.D. VRIES & P.M.J. HERMAN 2010. Comparing ecosystem engineering efficiency of two plant species with contrasting growth strategies. *Ecology* 91 (9): 2696-2704.
- BROENNIMANN, O., M.C. FITZPATRICK, P.B. PEARMAN, B. PETITPIERRE, L. PELLISSIER, N.G. YOCCOZ, W. THUILLER, M.-J. FORTIN, C. RANDIN, N.E. ZIMMERMANN, C.H. GRAHAM & A. GUISAN 2012. Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography* 21 (4): 481-497.
- BROENNIMANN, O. & A. GUISAN 2008. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters* 4 (5): 585-589.
- BROENNIMANN, O., U.A. TREIER, H. MÜLLER-SCHÄRER, W. THUILLER, A.T. PETERSON & A. GUISAN 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters* 10 (8): 701-709.
- BROOKS, M.L., C.M. D'ANTONIO, D.M. RICHARDSON, J.B. GRACE, J.E. KEELEY, J.M. DITOMASO, R.J. HOBBS, M. PELLANT & D. PYKE 2004. Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. *BioScience* 54 (7): 677-688.
- BROOKS, T.M., R.A. MITTERMEIER, G.A.B. da FONSECA, J. GERLACH, M. HOFFMANN, J.F. LAMOREUX, C.G. MITTERMEIER, J.D. PILGRIM & A.S.L. RODRIGUES 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* 313 (5783): 58-61.
- BRUNDU, G. 2015. Plant invaders in European and Mediterranean inland waters: profiles, distribution, and threats. *Hydrobiologia* 746 (1): 61-79.
- BURKS, R.L., G. MULDERIJ, E. GROSS, I. JONES, L. JACOBSEN, E. JEPPESEN & E.V. DONK 2006. Center stage: the crucial role of macrophytes in regulating trophic interactions in shallow lake wetlands. En: *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration*. Ecological Studies. 37-59. Springer, Berlin, Heidelberg.
- BUSTAMANTE, J., D. ARAGONÉS & I. AFÁN 2016. Effect of Protection Level in the Hydroperiod of Water Bodies on Doñana's Aeolian Sands. *Remote Sensing* 8 (10): 867.
- BUSTAMANTE, J. & J. SEOANE 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography* 31 (2): 295-306.
- CARVALHO, S.B., J.C. BRITO, R.L. PRESSEY, E. CRESPO & H.P. POSSINGHAM 2010. Simulating the effects of using different types of species distribution data in reserve selection. *Biological Conservation* 143 (2): 426-438.
- CHAMBERS, P.A., P. LACOUL, K.J. MURPHY & S.M. THOMAZ 2007. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. En: *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Developments in Hydrobiology. 9-26. Springer, Dordrecht.
- CHAMPION, P.D., J.S. CLAYTON & D.E. HOFSTRA 2010. Nipping aquatic plant invasions in the bud: weed risk assessment and the trade. *Hydrobiologia* 656 (1): 167-172.
- CHAPE, S., J. HARRISON, M. SPALDING & I. LYSENKO 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets.

Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences
360 (1454): 443-455.

- COLLEN, B., F. WHITTON, E.E. DYER, J.E.M. BAILLIE, N. CUMBERLIDGE, W.R.T. DARWALL, C. POLLOCK, N.I. RICHMAN, A.-M. SOULSBY & M. BÖHM 2014. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography* 23 (1): 40-51.
- COMPTON, T.J., M. DE WINTON, J.R. LEATHWICK & S. WADHWA 2012. Predicting spread of invasive macrophytes in New Zealand lakes using indirect measures of human accessibility. *Freshwater Biology* 57 (5): 938-948.
- COVICH, A.P., M.C. AUSTEN, F. BÄRLOCHER, E. CHAUVET, B.J. CARDINALE, C.L. BILES, P. INCHAUSTI, O. DANGLES, M. SOLAN, M.O. GESSNER, B. STATZNER & B. MOSS 2004. The Role of Biodiversity in the Functioning of Freshwater and Marine Benthic Ecosystems. *BioScience* 54 (8): 767-775.
- CRAFTON, R.E. 2015. Modeling invasion risk for coastal marine species utilizing environmental and transport vector data. *Hydrobiologia* 746 (1): 349-362.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. & D. ARAGONÉS 2015. Permanent and temporary pond in Doñana National Park (SW Spain) are threatened by desiccation. *Limnetica* 34 (2): 407-424.
- DÍAZ-PANIAGUA, C., R. FERNÁNDEZ-ZAMUDIO, M. FLORENCIO, P. GARCÍA-MURILLO, C. GÓMEZ-RODRÍGUEZ, A. PORTHEAULT, L. SERRANO & P. SILJESTRÖM 2010. Temporary ponds from Doñana National Park: a system of natural habitats for the preservation of aquatic flora and fauna. *Limnetica* 29 (1): 41-58.
- DIMITRIOU, E., E. MOUSSOULIS, C. DÍAZ-PANIAGUA & L. SERRANO 2017. Hydrodynamic numerical modelling of the water level decline in four temporary ponds of the Doñana National Park (SW Spain). *Journal of Arid Environments* 147: 90-102.
- DUDGEON, D., A.H. ARTHINGTON, M.O. GESSNER, Z.-I. KAWABATA, D.J. KNOWLER, C. LÉVÊQUE, R.J. NAIMAN, A.-H. PRIEUR-RICHARD, D. SOTO, M.L.J. STIASSNY & C.A. SULLIVAN 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81 (2): 163-182.
- DUNN, H. 2003. Can Conservation Assessment Criteria Developed for Terrestrial Systems be Applied to Riverine Systems? *Aquatic Ecosystem Health & Management* 6 (1): 81-95.
- ELITH, J., C.H. GRAHAM, R.P. ANDERSON, M. DUDÍK, S. FERRIER, A. GUISAN, R.J. HIJMANS, F. HUETTMANN, J.R. LEATHWICK, A. LEHMANN, J. LI, L.G. LOHMANN, B.A. LOISELLE, G. MANION, C. MORITZ, M. NAKAMURA, Y. NAKAZAWA, M.M.J. OVERTON, P.A. TOWNSEND, S.J. PHILLIPS, K. RICHARDSON, R. SCACHETTI-PEREIRA, R.E. SCHAPIRE, J. SOBERÓN, S. WILLIAMS, M.S. WISZ & N.E. ZIMMERMANN 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29 (2): 129-151.
- ELITH, J. & J.R. LEATHWICK 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697.

- ESPINAR, J.L., R. DÍAZ-DELGADO, M.A. BRAVO-UTRERA & M. VILÀ 2015. Linking *Azolla filiculoides* invasion to increased winter temperatures in Doñana marshland (SW Spain). *Aquatic Invasions* 10: 17-24.
- EVANS, M.E.K., S.A. SMITH, R.S. FLYNN & M.J. DONOGHUE 2009. Climate, Niche Evolution, and Diversification of the «Bird-Cage» Evening Primroses (*Oenothera*, Sections *Anogra* and *Kleinia*). *The American Naturalist* 173 (2): 225-240.
- FAJARDO, J., J. LESSMANN, E. BONACCORSO, C. DEVENISH & J. MUÑOZ 2014. Combined Use of Systematic Conservation Planning, Species Distribution Modelling, and Connectivity Analysis Reveals Severe Conservation Gaps in a Megadiverse Country (Peru). *PLOS ONE* 9 (12): e114367.
- FERNÁNDEZ-ZAMUDIO, R., P. GARCÍA-MURILLO & C. DÍAZ-PANIAGUA 2016. Aquatic plant distribution is driven by physical and chemical variables and hydroperiod in a mediterranean temporary pond network. *Hydrobiologia* 774 (1): 123-135.
- FLORENCIO, M., L. SERRANO, P. SILJESTRÖM, R. FERNÁNDEZ-ZAMUDIO, P. GARCÍA-MURILLO & C. DÍAZ-PANIAGUA 2014. The influence of geomorphology on the composition of aquatic flora and fauna within a temporary pond network. *Limnetica* 33 (2): 327-340.
- GALLARDO, B., M. CLAVERO, M.I. SÁNCHEZ & M. VILÀ 2015a. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22 (1): 151-163.
- GALLARDO, B., A. ZIERITZ & D.C. ALDRIDGE 2015b. The importance of the human footprint in shaping the global distribution of terrestrial, freshwater and marine invaders. *PloS One* 10 (5): e0125801.
- GALLIEN, L., T. MÜNKEMÜLLER, C.H. ALBERT, I. BOULANGEAT & W. THUILLER 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? *Diversity and Distributions* 16 (3): 331-342.
- GARCÍA-ROSELLÓ, E., C. GUISANDE, A. MANJARRÉS-HERNÁNDEZ, J. GONZÁLEZ-DACOSTA, J. HEINE, P. PELAYO-VILLAMIL, L. GONZÁLEZ-VILAS, R.P. VARI, A. VAAMONDE, C. GRANADO-LORENCIO & J.M. LOBO 2015. Can we derive macroecological patterns from primary Global Biodiversity Information Facility data? *Global Ecology and Biogeography* 3 (24): 335-347.
- GASTON, K.J., S.F. JACKSON, L. CANTÚ-SALAZAR & G. CRUZ-PIÑÓN 2008. The Ecological Performance of Protected Areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39 (1): 93-113.
- GAUTHIER, P., M. DEBUSSCHE & J.D. THOMPSON 2010. Regional priority setting for rare species based on a method combining three criteria. *Biological Conservation* 143 (6): 1501-1509.
- GAUTHIER, P., Y. FOULON, O. JUPILLE & J.D. THOMPSON 2013. Quantifying habitat vulnerability to assess species priorities for conservation management. *Biological Conservation* 158: 321-325.
- GERGEL, S.E., M.G. TURNER, J.R. MILLER, J.M. MELACK & E.H. STANLEY 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64 (2): 118-128.

- GILLARD, M., G. THIÉBAUT, C. DELEU & B. LEROY 2017. Present and future distribution of three aquatic plants taxa across the world: decrease in native and increase in invasive ranges. *Biological Invasions* 19 (7): 2159-2170.
- GROVES, C.R., D.B. JENSEN, L.L. VALUTIS, K.H. REDFORD, M.L. SHAFFER, J.M. SCOTT, J.V. BAUMGARTNER, J.V. HIGGINS, M.W. BECK & M.G. ANDERSON 2002. Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice A seven-step framework for developing regional plans to conserve biological diversity, based upon principles of conservation biology and ecology, is being used extensively by the nature conservancy to identify priority areas for conservation. *BioScience* 52 (6): 499-512.
- GUARESCHI, S., D.T. BILTON, J. VELASCO, A. MILLÁN & P. ABELLÁN 2015. How well do protected area networks support taxonomic and functional diversity in non-target taxa? The case of Iberian freshwaters. *Biological Conservation* 187: 134-144.
- GUARESCHI, S., C. GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, F. PICAZO, D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, P. ABELLÁN, J. VELASCO & A. MILLÁN 2012. Aquatic macroinvertebrate biodiversity: patterns and surrogates in mountainous Spanish national parks. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22 (5): 598-615.
- GUISAN, A. & W. THUILLER 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8 (9): 993-1009.
- GUISAN, A. & N.E. ZIMMERMANN 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135 (2): 147-186.
- GUTIÉRREZ, D. 2005. Effectiveness of Existing Reserves in the Long-Term Protection of a Regionally Rare Butterfly. *Conservation Biology* 19 (5): 1586-1597.
- HARRIS, G.M., C.N. JENKINS & S.L. PIMM 2005. Refining Biodiversity Conservation Priorities. *Conservation Biology* 19 (6): 1957-1968.
- HAVEL, J.E., K.E. KOVALENKO, S.M. THOMAZ, S. AMALFITANO & L.B. KATS 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia* 750 (1): 147-170.
- 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.
- HERBERT, M.E., P.B. MCINTYRE, P.J. DORAN, J.D. ALLAN & R. ABELL 2010. Terrestrial reserve networks do not adequately represent aquatic ecosystems. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 24 (4): 1002-1011.
- HERMOSO, V., A.F. FILIPE, P. SEGURADO & P. BEJA 2015. Effectiveness of a large reserve network in protecting freshwater biodiversity: a test for the Iberian Peninsula. *Freshwater Biology* 60 (4): 698-710.
- HERMOSO, V., A.F. FILIPE, P. SEGURADO & P. BEJA 2016. Catchment zoning to unlock freshwater conservation opportunities in the Iberian Peninsula. *Diversity and Distributions* 22 (9): 960-969.
- HERNANDEZ, P.A., C.H. GRAHAM, L.L. MASTER & D.L. ALBERT 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29 (5): 773-785.

- HESPANHOL, H., K. CEZÓN, Á.M. FELICÍSIMO, J. MUÑOZ & R.G. MATEO 2015. How to describe species richness patterns for bryophyte conservation? *Ecology and Evolution* 5 (23): 5443-5455.
- HIERRO, J.L., J.L. MARON & R.M. CALLAWAY 2004. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology* 93 (1): 5-15.
- HORTAL, J., J.M. LOBO & A. JIMÉNEZ-VALVERDE 2007. Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 21 (3): 853-863.
- HULME, P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43 (5): 835-847.
- JENKINS, M. 2003. Prospects for Biodiversity. *Science* 302 (5648): 1175-1177.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., A.T. PETERSON, J. SOBERÓN, J.M. OVERTON, P. ARAGÓN & J.M. LOBO 2011. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13 (12): 2785-2797.
- KELLER, R.P., J. GEIST, J.M. JESCHKE & I. KÜHN 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* 23 (1): 23.
- KELLY, R., K. LEACH, A. CAMERON, C.A. MAGGS & N. REID 2014. Combining global climate and regional landscape models to improve prediction of invasion risk. *Diversity and Distributions* 20 (8): 884-894.
- KREMEN, C., A. CAMERON, A. MOILANEN, S.J. PHILLIPS, C.D. THOMAS, H. BEENTJE, J. DRANSFIELD, B.L. FISHER, F. GLAW, T.C. GOOD, G.J. HARPER, R.J. HIJMANS, D.C. LEES, E. LOUIS, R.A. NUSSBAUM, C.J. RAXWORTHY, A. RAZAFIMPAHANANA, G.E. SCHATZ, M. VENCES, D.R. VIEITES, P.C. WRIGHT & M.L. ZJHRA 2008. Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools. *Science* 320 (5873): 222-226.
- KROIS, J. & A. SCHULTE 2014. GIS-based multi-criteria evaluation to identify potential sites for soil and water conservation techniques in the Ronquillo watershed, northern Peru. *Applied Geography* 51: 131-142.
- KUEMMERLE, T., K. PERZANOWSKI, O. CHASKOVSKYY, K. OSTAPOWICZ, L. HALADA, A.-T. BASHTA, I. KRULOV, P. HOSTERT, D.M. WALLER & V.C. RADELOFF 2010. European Bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biological Conservation* 143 (4): 908-916.
- LESSMANN, J., J. MUÑOZ & E. BONACCORSO 2014. Maximizing species conservation in continental Ecuador: a case of systematic conservation planning for biodiverse regions. *Ecology and Evolution* 4 (12): 2410-2422.
- LINKE, S., M.J. KENNARD, V. HERMOSO, J.D. OLDEN, J. STEIN & B.J. PUSEY 2012. Merging connectivity rules and large-scale condition assessment improves conservation adequacy in river systems. *Journal of Applied Ecology* 49 (5): 1036-1045.

- LIU, X., Z. GUO, Z. KE, S. WANG & Y. LI 2011. Increasing Potential Risk of a Global Aquatic Invader in Europe in Contrast to Other Continents under Future Climate Change. *PLOS ONE* 6 (3): e18429.
- LOBO, J.M., I. CASTRO & J.C. MORENO 2001. Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society* 73 (2): 233-253.
- LOBO, J.M., A. JIMÉNEZ-VALVERDE & J. HORTAL 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33 (1): 103-114.
- LÓPEZ-LÓPEZ, P., L. MAIORANO, A. FALCUCCI, E. BARBA & L. BOITANI 2011. Hotspots of species richness, threat and endemism for terrestrial vertebrates in SW Europe. *Acta Oecologica* 37 (5): 399-412.
- LUMBRERAS, A., A. OLIVES, J.R. QUINTANA, C. PARDO & J.A. MOLINA 2009. Ecology of aquatic Ranunculus communities under the Mediterranean climate. *Aquatic Botany* 90 (1): 59-66.
- LUMBRERAS, A., C. PARDO & J.A. MOLINA 2013. Bioindicator role of aquatic Ranunculus in Mediterranean freshwater habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23 (4): 582-593.
- MACK, R.N., D. SIMBERLOFF, W.M. LONSDALE, H. EVANS, M. CLOUT & F.A. BAZZAZ 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecological Applications* 10 (3): 689-710.
- MARGULES, C.R. & R.L. PRESSEY 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. Available from: <https://www.nature.com/articles/35012251> (9 de julio de 2018).
- MARION, L. & J.-M. PAILLISSON 2003. A mass balance assessment of the contribution of floating-leaved macrophytes in nutrient stocks in an eutrophic macrophyte-dominated lake. *Aquatic Botany* 75 (3): 249-260.
- MARMION, M., M. PARVIAINEN, M. LUOTO, R.K. HEIKKINEN & W. THUILLER 2008. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 15 (1): 59-69.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, J., M.F. CARREÑO, J. MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ & M.A. ESTEVE 2014. Wetland and landscape indices for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands under agricultural hydrological pressures. *Ecological Indicators* 36: 400-408.
- MARTÍN-LÓPEZ, B., C. MONTES, L. RAMÍREZ & J. BENAYAS 2009. What drives policy decision-making related to species conservation? *Biological Conservation* 142 (7): 1370-1380.
- MASSICOTTE, P., A. BERTOLO, P. BRODEUR, C. HUDON, M. MINGELBIER & P. MAGNAN 2015. Influence of the aquatic vegetation landscape on larval fish abundance. *Journal of Great Lakes Research* 41 (3): 873-880.
- MATEO, R.G., M. DE LA ESTRELLA, Á.M. FELICÍSIMO, J. MUÑOZ & A. GUISAN 2013. A new spin on a compositionalist predictive modelling framework for conservation planning: A tropical case study in Ecuador. *Biological Conservation* 160: 150-161.

- MATEO, R.G., Á.M. FELICÍSIMO & J. MUÑOZ 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84 (2): 217-240.
- MEROW, C., M.J. SMITH & J.A. SILANDER 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36 (10): 1058-1069.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005. *Ecosystems and human well-being: policy responses: findings of the Responses Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.
- MORAN, R., I. HARVEY, B. MOSS, H. FEUCHTMAYR, K. HATTON, T. HEYES & D. ATKINSON 2010. Influence of simulated climate change and eutrophication on three-spined stickleback populations: a large scale mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 55 (2): 315-325.
- MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B. DA FONSECA & J. KENT 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (6772): 853-858.
- NAIMAN, R.J. & J.J. LATTERELL 2005. Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. *Journal of Fish Biology* 67 (sB): 166-185.
- NEL, J.L., D.J. ROUX, G. MAREE, C.J. KLEYNHANS, J. MOOLMAN, B. REYERS, M. ROUGET & R.M. COWLING 2007. Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. *Diversity and Distributions* 13 (3): 341-352.
- NETTEN, J.J.C., G.H.P. ARTS, R. GYLSTRA, E.H. van NES, M. SCHEFFER & R.M.M. ROIJACKERS 2010. Effect of temperature and nutrients on the competition between free-floating *Salvinia natans* and submerged *Elodea nuttallii* in mesocosms. *Fundamental and Applied Limnology* 177 (2): 125-132.
- NIEMI, G.J. & M.E. MCDONALD 2004. Application of Ecological Indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35 (1): 89-111.
- O'HARE, M.T., F.C. AGUIAR, T. ASAEDA, E.S. BAKKER, P.A. CHAMBERS, J.S. CLAYTON, A. ELGER, T.M. FERREIRA, E.M. GROSS, I.D.M. GUNN, A.M. GURNELL, S. HELLSTEN, D.E. HOFSTRA, W. LI, S. MOHR, S. PUIJALON, K. SZOSZKIEWICZ, N.J. WILLBY & K.A. WOOD 2017. Plants in aquatic ecosystems: current trends and future directions. *Hydrobiologia*: 1-11.
- OLDEN, J.D., M.J. KENNARD, F. LEPRIEUR, P.A. TEDESCO, K.O. WINEMILLER & E. GARCÍA-BERTHOU 2010. Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions* 16 (3): 496-513.
- PENNING, W.E., B. DUDLEY, M. MJELDE, S. HELLSTEN, J. HANGANU, A. KOLADA, M. van den BERG, S. POIKANE, G. PHILLIPS, N. WILLBY & F. ECKE 2008a. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic Ecology* 42 (2): 253-264.
- PENNING, W.E., M. MJELDE, B. DUDLEY, S. HELLSTEN, J. HANGANU, A. KOLADA, M. van den BERG, S. POIKANE, G. PHILLIPS, N. WILLBY & F. ECKE 2008b. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology* 42 (2): 237-251.

- PETERSON, A.T. 2003. Predicting the Geography of Species' Invasions via Ecological Niche Modeling. *The Quarterly Review of Biology* 78 (4): 419-433.
- PETERSON, A.T., J. SOBERÓN, R.G. PEARSON, R.P. ANDERSON, E. MARTÍNEZ-MEYER, M. NAKAMURA & M.B. ARAÚJO 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. Princeton University Press.
- PHILLIPS, S.J., R.P. ANDERSON & R.E. SCHAPIRE 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190 (3): 231-259.
- PHILLIPS, S.J., M. DUDÍK, J. ELITH, C.H. GRAHAM, A. LEHMANN, J. LEATHWICK & S. FERRIER 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19 (1): 181-197.
- PINEDA, E. & J.M. LOBO 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology* 78 (1): 182-190.
- PRESSEY, R. I. 1994. Ad hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conservation Biology* 8 (3): 662-668.
- RAHEL, F.J., B. BIERWAGEN & Y. TANIGUCHI 2008. Managing Aquatic Species of Conservation Concern in the Face of Climate Change and Invasive Species. *Conservation Biology* 22 (3): 551-561.
- RAHEL, F.J. & J.D. OLDEN 2008. Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology* 22 (3): 521-533.
- RANDS, M.R.W., W.M. ADAMS, L. BENNUN, S.H.M. BUTCHART, A. CLEMENTS, D. COOMES, A. ENTWISTLE, I. HODGE, V. KAPOS, J.P.W. SCHARLEMANN, W.J. SUTHERLAND & B. VIRA 2010. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. *Science* 329 (5997): 1298-1303.
- REBELO, H. & G. JONES 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Applied Ecology* 47 (2): 410-420.
- RESHETNIKOV, A.N. & G.F. FICETOLA 2011. Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. *Biological Invasions* 13 (12): 2967-2980.
- RISSLER, L.J., J.J. APODACA & J. WEINS 2007. Adding More Ecology into Species Delimitation: Ecological Niche Models and Phylogeography Help Define Cryptic Species in the Black Salamander (*Aneides flavipunctatus*). *Systematic Biology* 56 (6): 924-942.
- ROBERTSON, M.P., G.S. CUMMING & B.F.N. ERASMUS 2010. Getting the most out of atlas data. *Diversity and Distributions* 16 (3): 363-375.
- RONDININI, C., K.A. WILSON, L. BOITANI, H. GRANTHAM & H.P. POSSINGHAM 2006. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters* 9 (10): 1136-1145.
- ROSSO, A., P. ARAGÓN, F. ACEVEDO, I. DOADRIO, E. GARCÍA-BARROS, J.M. LOBO, M.L. MUNGUIRA, V.J. MONSERRAT, J. PALOMO, J.M. PLEGUEZUELOS, H. ROMO, V. TRIVIÑO

- & D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ 2017. Effectiveness of the Natura 2000 network in protecting Iberian endemic fauna. *Animal Conservation*: n/a-n/a.
- RUBINO, M.J. & G.R. HESS 2003. Planning open spaces for wildlife 2: modeling and verifying focal species habitat. *Landscape and Urban Planning* 64 (1): 89-104.
- SAATY, T.L. 1990. How to make a decision: The analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research* 48 (1): 9-26.
- SALA, O.E., F.S. CHAPIN, III, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L.F. HUENNEKE, R.B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D.M. LODGE, H.A. MOONEY, M. OESTERHELD, N.L. POFF, M.T. SYKES, B.H. WALKER, M. WALKER & D.H. WALL 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287 (5459): 1770-1774.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., P. ABELLÁN, F. PICAZO, A. MILLÁN, I. RIBERA & J.M. LOBO 2013. Do protected areas represent species' optimal climatic conditions? A test using Iberian water beetles. *Diversity and Distributions* 19 (11): 1407-1417.
- SANDERSON, E.W., M. JAITEH, M.A. LEVY, K.H. REDFORD, A.V. WANNEBO & G. WOOLMER 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52 (10): 891-904.
- SARKAR, S., S.M. PARIHAR & A. DUTTA 2016. Fuzzy risk assessment modelling of East Kolkata Wetland Area: A remote sensing and GIS based approach. *Environmental Modelling & Software* 75: 105-118.
- SARKAR, S., R.L. PRESSEY, D.P. FAITH, C.R. MARGULES, T. FULLER, D.M. STOMS, A. MOFFETT, K.A. WILSON, K.J. WILLIAMS, P.H. WILLIAMS & S. ANDELMAN 2006. Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future. *Annual Review of Environment and Resources* 31 (1): 123-159.
- SCHATZ, B., P. GAUTHIER, M. DEBUSSCHE & J.D. THOMPSON 2014. A decision tool for listing species for protection on different geographic scales and administrative levels. *Journal for Nature Conservation* 22 (1): 75-83.
- SCHEFFER, M., S. SZABÓ, A. GRAGNANI, E.H. van NES, S. RINALDI, N. KAUTSKY, J. NORBERG, R.M.M. ROIJACKERS & R.J.M. FRANKEN 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100 (7): 4040-4045.
- SEEBENS, H., T.M. BLACKBURN, E.E. DYER, P. GENOVESI, P.E. HULME, J.M. JESCHKE, S. PAGAD, P. PYŠEK, M. WINTER, M. ARIANOUTSOU, S. BACHER, B. BLASIUS, G. BRUNDU, C. CAPINHA, L. CELESTI-GRAPOW, W. DAWSON, S. DULLINGER, N. FUENTES, H. JÄGER, J. KARTESZ, M. KENIS, H. KREFT, I. KÜHN, B. LENZNER, A. LIEBHOLD, A. MOSENA, D. MOSER, M. NISHINO, D. PEARMAN, J. PERGL, W. RABITSCH, J. ROJAS-SANDOVAL, A. ROQUES, S. RORKE, S. ROSSINELLI, H.E. ROY, R. SCALERA, S. SCHINDLER, K. ŠTAJEROVÁ, B. TOKARSKA-GUZIŁ, M. van KLEUNEN, K. WALKER, P. WEIGELT, T. YAMANAKA & F. ESSL 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 14435.
- SEGURADO, P. & M.B. ARAÚJO 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31 (10): 1555-1568.

- SHEA, K. & P. CHESSON 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17 (4): 170-176.
- SIMBERLOFF, D., J.-L. MARTIN, P. GENOVESI, V. MARIS, D.A. WARDLE, J. ARONSON, F. COURCHAMP, B. GALIL, E. GARCÍA-BERTHOU, M. PASCAL, P. PYŠEK, R. SOUSA, E. TABACCHI & M. VILÀ 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (1): 58-66.
- SOANA, E. & M. BARTOLI 2014. Seasonal regulation of nitrification in a rooted macrophyte (*Vallisneria spiralis* L.) meadow under eutrophic conditions. *Aquatic Ecology* 48 (1): 11-21.
- STIERS, I., N. CROHAIN, G. JOSENS & L. TRIEST 2011. Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biological Invasions* 13 (12): 2715-2726.
- STRAYER, D.L. 2006. Challenges for freshwater invertebrate conservation. *Journal of the North American Benthological Society* 25 (2): 271-287.
- STRAYER, D.L. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology* 55 (s1): 152-174.
- STRAYER, D.L. & D. DUDGEON 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29 (1): 344-358.
- THOUVENOT, L., J. HAURY & G. THIEBAUT 2013. A success story: water primroses, aquatic plant pests. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23 (5): 790-803.
- THUILLER, W., S. LAVOREL, M.T. SYKES & M.B. ARAÚJO 2005a. Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions* 12 (1): 49-60.
- 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 (12): 2234-2250.
- UNDERWOOD, J.G., C. D'AGROSA & L.R. GERBER 2010. Identifying Conservation Areas on the Basis of Alternative Distribution Data Sets. *Conservation Biology* 24 (1): 162-170.
- VANDER ZANDEN, M.J. & J.D. OLDEN 2008. A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65 (7): 1512-1522.
- VELOZ, S.D. 2009. Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography* 36 (12): 2290-2299.
- VENTER, O., R.A. FULLER, D.B. SEGAN, J. CARWARDINE, T. BROOKS, S.H.M. BUTCHART, M.D. MARCO, T. IWAMURA, L. JOSEPH, D. O'GRADY, H.P. POSSINGHAM, C. RONDININI, R.J. SMITH, M. VENTER & J.E.M. WATSON 2014. Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. *PLOS Biology* 12 (6): e1001891.
- VERHOEVEN, J.T.A. & T.L. SETTER 2010. Agricultural use of wetlands: opportunities and limitations. *Annals of Botany* 105 (1): 155-163.

- 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. PANOVA, B. REINEKING, C. ROBINET, V. SEMENCHENKO, W. SOLARZ, W. THUILLER, M. VILÀ, K. VOHLAND & J. SETTELE 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 24 (12): 686-693.
- WANG, C., S. ZHENG, P. WANG & J. HOU 2015. Interactions between vegetation, water flow and sediment transport: A review. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B* 27 (1): 24-37.
- WILLBY, N.J. 2007. Managing invasive aquatic plants: problems and prospects. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17 (7): 659-665.
- WISZ, M.S., R.J. HIJMANS, J. LI, A.T. PETERSON, C.H. GRAHAM, A. GUIBAN & NCEAS PREDICTING SPECIES DISTRIBUTIONS WORKING GROUP 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14 (5): 763-773.
- WOODWARD, F.I. & B.G. WILLIAMS 1987. Climate and plant distribution at global and local scales. *Vegetatio* 69 (1-3): 189-197.
- XING, Y., P. XIE, H. YANG, A. WU & L. NI 2006. The change of gaseous carbon fluxes following the switch of dominant producers from macrophytes to algae in a shallow subtropical lake of China. *Atmospheric Environment* 40 (40): 8034-8043.

10. PRODUCCIÓN CIENTÍFICA

10.1. Producción científica derivada de la Tesis Doctoral

- P. García-Murillo; R. Fernández-Zamudio; **A. Rodríguez-Merino**; C. Díaz-Paniagua. *Conservation priority setting for temporary ponds from Doñana National Park (SW Spain) based on plant species. Póster en Congreso.* Wetlands Biodiversity and Services: Tools for Socio-Ecological Development. IX European Wetland Congress. 6º European Pond Conservation Network. Huesca, España, 14-18 de Septiembre de 2014.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. *Metodología para establecer prioridades de conservación en la red de lagunas temporales del Parque Nacional de Doñana. Póster en Congreso.* Teledetección: Humedales y Espacios Protegidos. XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Sevilla, España, 21-23 de Octubre de 2015.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. *Metodología para establecer prioridades de conservación en la red de lagunas temporales del Parque Nacional de Doñana. Artículo en Congreso.* Teledetección: Humedales y Espacios Protegidos. XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Sevilla, España, 21-23 de Octubre de 2015. (Eds. Bustamante, J., Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán, I. y García, D.) pp. 186-189.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. *Determinación de las zonas con mayor riesgo de invasión por macrófitos acuáticos en la Península Ibérica. Comunicación en Congreso.* Teledetección: Humedales y Espacios Protegidos. XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Sevilla, España, 21-23 de Octubre de 2015.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. *Determinación de las zonas con mayor riesgo de invasión por macrófitos acuáticos en la Península Ibérica. Artículo en Congreso.* Teledetección: Humedales y Espacios Protegidos. XVI Congreso de la Asociación

Española de Teledetección. Sevilla, España, 21-23 de Octubre de 2015. (Eds. Bustamante, J., Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán, I. y García, D.) pp. 338-341.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. *Hotspots de macrófitos acuáticos en la Península Ibérica, una herramienta para la conservación. Comunicación en Congreso*. I Congreso Nacional de Restauración y Conservación de Humedales. Jerez de la Frontera, España, 12-14 de Noviembre de 2015.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. *The usefulness of a decision making based on a GIS approach for managing pond network conservation: a case study in Doñana National Park. Comunicación en Congreso*. XVIII Congreso Ibérico de Limnología. Tortosa, España, 4-8 de Julio de 2016.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. *The New World aquatic plants invade the Mediterranean basin. Póster en Congreso*. XIV MEDECOS & XIII AEET meeting. Sevilla, España, 31 de Enero – 4 de Febrero de 2017.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; S. Cirujano; P. García-Murillo. *Predicting the invasion risk in Europe by aquatic exotic plants. Póster en Congreso*. 7th EPCN – European Pond Conservation Network Workshop LIFE CHARCOS Seminar and the 12th Annual SWS European Chapter Meeting. Faro, Portugal, 1-6 de Mayo de 2017.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. (2017). An invasion risk map for non-native aquatic macrophytes of the Iberian Peninsula. *Anales Del Jardín Botánico de Madrid*, 74, 055.

- **A. Rodríguez-Merino**; R. Fernández-Zamudio; P. García-Murillo. *Predicción de la distribución potencial de 20 macrófitos acuáticos exóticos en la Península Ibérica. Comunicación en Congreso*. Congreso de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid, España, 4-7 de Julio de 2017.

- P. García-Murillo; **A. Rodríguez-Merino**; S. Cirujano Bracamonte; R. Fernández-Zamudio. *Hidrófitos, los olvidados en las políticas de conservación. Comunicación en Congreso. Congreso de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid, España, 4-7 de Julio de 2017.*

- **A. Rodríguez-Merino**; P. García-Murillo; S. Cirujano; R. Fernández-Zamudio. (2018). Predicting the risk of aquatic plant invasions in Europe: How climatic factors and anthropogenic activity influence potential species distributions. *Journal for Nature Conservation*, 45, 58-71.

10.2. Otra producción científica realizada durante la etapa doctoral

- E. Maguilla & M. Escudero. 2017. *Carex furva*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T13164397A18614250. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T13164397A18614250.en>.

- P. García Murillo & H. Rankou. 2017. *Zannichellia obtusifolia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T164440A1050155. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T164440A1050155.en>.

- García Murillo, P.G. 2018. *Crocus nevadensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13160684A127904645. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T13160684A127904645.en>.

- P. García Murillo. 2018. *Trisetaria scabriuscula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13168408A18611235. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T13168408A18611235.en>

- P. García Murillo. 2018. *Trisetum glaciale*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13168432A18611215. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T13168432A18611215.en>.

- P. García Murillo. 2018. *Narcissus munozii-garmendiae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T46880371A46880386. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T46880371A46880386.en>
- P. García Murillo. 2018. *Trisetaria ovata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13168404A18611245. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T13168404A18611245.en>
- P. García Murillo & E. Véla. 2018. *Biarum dispar*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13133539A18612490. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T13133539A18612490.en>
- P. García Murillo. 2018. *Narcissus eugeniae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T57454112A57455300. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T57454112A57455300.en>
- P. García Murillo, **A. Rodríguez-Merino**, C. Saavedra, E. Sánchez-Gullón y R. Fernández Zamudio. *Vulpia fontquerana* Melderis & Stace. Pág. 60-61. En: Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España - Adenda 2017 (In press).
- **A. Rodríguez Merino**, R. Fernández Zamudio y P. García Murillo. *Micropyropsis tuberosa* Romero Zarco & Cabezudo. Pág. 46-47. En: Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España - Adenda 2017 (In press).
- **A. Rodríguez-Merino**, R. Fernández-Zamudio y P. García-Murillo. *Caropsis verticillatinundata* (Thore) Rauscher. Pág. 22-23. En: Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España - Adenda 2017 (In press).

- P. García Murillo, **A. Rodríguez-Merino**, A. Rivas Rangel, E. Sánchez-Gullón, F.M. Vázquez Pardo y R. Fernández Zamudio. *Marsilea batardae* Launert. Pág. 58-59. En: Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascul ar Amenazada de España - Adenda 2017 (In press).

- R. Fernández-Zamudio, **A. Rodríguez-Merino**, E. Sánchez Gullón y P. García-Murillo. *Armeria velutina* Welw. ex Boiss. & Reut. Pág. 36-37. En: Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascul ar Amenazada de España - Adenda 2017 (In press).

- P. García Murillo, **A. Rodríguez-Merino**, E. Sánchez-Gullón, F. Vazquez Pardo, P. Fraga Arguimbau, A. Rivas Rangel y R. Fernández Zamudio. *Pilularia minuta* Durieu. Pág. 32-33. En: Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascul ar Amenazada de España - Adenda 2017 (In press).



Universidad de Sevilla
Facultad de Farmacia

Departamento de Biología Vegetal y Ecología