



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA



CAESCG CENTRO ANDALUZ PARA LA
EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO
DEL CAMBIO GLOBAL

PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO GLOBAL EN ZONAS ÁRIDAS Y SEMIÁRIDAS DEL LEVANTE ANDALUZ (GLOCHARID)

SEXTO INFORME TÉCNICO



JUNTA DE ANDALUCÍA
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA



CAESCG CENTRO ANDALUZ PARA LA
EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO
DEL CAMBIO GLOBAL

SEXTO INFORME DEL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO GLOBAL EN ZONAS ÁRIDAS Y SEMIÁRIDAS DEL LEVANTE ANDALUZ

(GLOCHARID)

852/09/M/00

“Diseño experimental de indicadores y metodología del programa de seguimiento de los efectos
del cambio global en zonas áridas y semiáridas del levante andaluz”

2009 - 2018

Dirección

Hermelindo Castro Nogueira
Javier Cabello Piñar

*Centro Andaluz para la Evaluación y
Seguimiento del Cambio Global de la
Universidad de Almería*

Coordinación

**Dirección General de Gestión del Medio
natural**

*Consejería de Medio Ambiente y Ordenación
del Territorio de la Junta de Andalucía*

Autores

Castro-Nogueira, Hermelindo; Cabello-Piñar, Javier; López-Carrique, Enrique; Requena-Mullor,
Juan Miguel; Castro-Martínez, Antonio; Quintas-Soriano, Cristina; López-Rodríguez, María Dolores;
García-Llorente, Marina; Orts-Sánchez, Ricardo.



JUNTA DE ANDALUCÍA
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

Noviembre de 2018

CAPÍTULO I

**Ecología del Tejón europeo (*Meles meles*) en paisajes áridos
Mediterráneos. Avanzando en el conocimiento de su
distribución espacial, hábitos alimenticios y predicción de su
distribución futura frente al cambio climático.**

Proyecto Glocharid.

Doctorando: Juan Miguel Requena Mullor

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Resumen.

El Tejón europeo es un carnívoro mustélido de mediano tamaño con una amplia distribución en la Península Ibérica. Sin embargo, los ambientes áridos Mediterráneos se encuentran lejos de su óptimo centro europeo. Por ello, la supervivencia de la especie puede verse amenazada en el futuro como consecuencia de los efectos derivados del Cambio Global.

Esta tesis doctoral supone un avance sobre tres rasgos clave de la ecología del Tejón europeo en paisajes áridos Mediterráneos: (1) ¿qué factores ambientales impulsan su distribución espacial?, (2) ¿cuál es la variabilidad de los hábitos alimenticios de la especie en un contexto árido Mediterráneo?, y (3) ¿qué cambios potenciales en su distribución espacial pueden derivarse ante escenarios climáticos futuros?.

Los resultados obtenidos identifican la dinámica espacio-temporal de la producción primaria como uno de los factores que impulsa la distribución espacial de la especie. Los modelos de distribución obtenidos muestran que los paisajes con mayor idoneidad de hábitat para el Tejón son aquellos que poseen una producción vegetal elevada, espacialmente heterogénea y poco variable a lo largo del año. En este sentido, las variables derivadas de la teledetección y relacionadas con el funcionamiento ecosistémico describen muy bien estos paisajes, mejorando considerablemente la fiabilidad de la distribución predicha por los modelos.

Aunque el comportamiento alimenticio del Tejón en paisajes Mediterráneos ha sido descrito principalmente como frugívoro, los recursos tróficos clave explotados por la especie varían significativamente entre paisajes con diferente cobertura vegetal y uso del suelo. Así, insectos, algarrobas y micromamíferos fueron relevantes en el paisaje de maquia; higos y naranjas en el matorral xérico y lombrices e insectos en la media montaña arbolada.

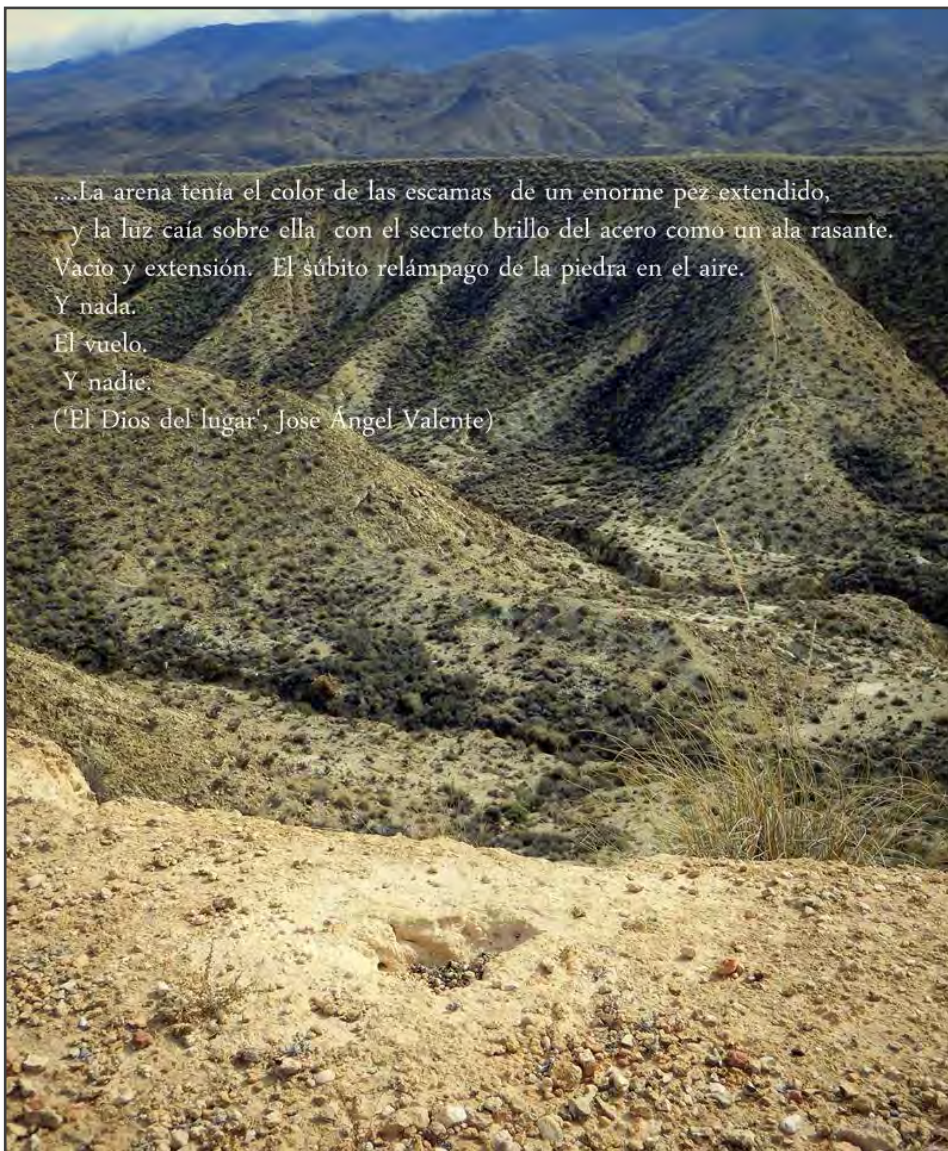
Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Debido a que los principales ítems consumidos por el Tejón dependen del clima y del uso que el hombre hace del suelo, sus hábitos alimenticios podrían modificarse como consecuencia de la aridificación, intensificación de los cultivos y/o el abandono rural. De forma particular, la calidad del hábitat para el Tejón podría verse significativamente reducida en algunos paisajes agrícolas a finales del siglo XXI como consecuencia de una homogeneización espacial en la producción primaria.

Por consiguiente, es necesario el seguimiento y conservación de su calidad de hábitat mediante iniciativas encaminadas al mantenimiento del paisaje rural Mediterráneo. Para tal fin, las políticas diseñadas con el objetivo de prevenir el abandono rural y preservar la heterogeneidad de los paisajes agrícolas tradicionales resultan de gran importancia. Así mismo, el seguimiento de la dinámica espacio-temporal de la producción primaria a través de herramientas derivadas de la teledetección puede ayudar a identificar zonas susceptibles de disminuir su idoneidad de hábitat y a optimizar así programas de seguimiento de la especie.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Introducción



(Fotografía: letrina de Tejón en el inferior de la imagen dominando los rebosantes desiertos del sureste europeo. Paraje Natural del Desierto de Tabernas, Almería).

El Tejón europeo: rasgos de su ecología en un contexto árido Mediterráneo.

El Tejón europeo (*Meles meles* L., 1758) es un carnívoro de mediano tamaño perteneciente a la familia *Mustelidae*. Su cuerpo es robusto y alargado, con cabeza pequeña y cuello muy corto. Posee fuertes patas acabadas en largas y poderosas uñas que le sirven para excavar. Su diseño facial es muy característico y consiste en un fondo blanco surcado por dos bandas negras que cubren la zona de los ojos (Virgós, 2005). La especie está presente en casi toda Eurasia, aunque su abundancia y/o presencia no es homogénea a lo largo de su rango de distribución (Virgós & Casanovas, 1999). Así, en paisajes humanizados del Reino Unido, se han registrado densidades de más de 40 tejones/km² (Macdonald & Newman, 2002) mientras que en algunas zonas del sur de la Península Ibérica, las densidades no superan 1 tejón/km² (Revilla et al., 2001a). Esta variabilidad en su abundancia pone de manifiesto su gran versatilidad ecológica, pudiendo sobrevivir en una amplia variedad de paisajes, aunque no con el mismo éxito reproductivo. En Europa centro-occidental, países escandinavos y Reino Unido, los tejones viven generalmente en bosques de hoja caduca con alternancia de pastizales (Kruuk, 1989; Feroe & Montgomery, 1999). En zonas del suroeste de la Península Ibérica, el matorral mediterráneo representa su hábitat preferido (Revilla et al., 2000), mientras que en el sureste, donde aumentan las condiciones de aridez, los tejones seleccionan paisajes mosaico constituidos por cultivos extensivos mezclados con parches de vegetación natural (Lara-Romero et al., 2012). Esta capacidad para adaptarse y sobrevivir en distintos paisajes viene determinada por la amplitud de estrategias tróficas que es capaz de adoptar. El Tejón es considerado un especialista en el consumo de lombrices (*Lumbricus spp.*) en Gran Bretaña y otras zonas del noroeste de Europa (Kruuk & Parish, 1981). En la región Mediterránea, la disponibilidad de lombrices es menor debido principalmente a una menor precipitación y a un manejo del suelo distinto al de otras zonas del norte de Europa

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

(Virgós et al., 2005a). En estos ambientes, la especie se comporta como un generalista trófico (Roper, 1994), y consume frutos, insectos y vertebrados en las zonas más áridas (Piggozi, 1991; Rodríguez & Delibes, 1992; Barea-Azcón et al., 2010). No obstante, puede mostrar especialización en el consumo de lombrices en zonas montañosas más húmedas, comportándose por tanto, como un especialista facultativo bajo circunstancias específicas (Virgós et al., 2004).

El Tejón europeo ha sido ampliamente estudiado, y sus tendencias poblacionales y distribución seguidas con interés en el área templada del continente europeo, especialmente en las Islas Británicas. Gran parte de este interés se debe a que en dichas zonas la especie representa un reservorio de *Mycobacterium bovis*, una micobacteria causante de la Tuberculosis bovina en el ganado vacuno (Muirhead et al., 1974). Las investigaciones han mostrado una asociación entre las infecciones de los rebaños y la presencia de tejones afectados en la misma zona (Muirhead et al., 1974; Wilesmith, 1983). Por el contrario, en la región Mediterránea, los estudios sobre la ecología y conservación del Tejón fueron muy escasos hasta comienzos del siglo XXI, llegando incluso a catalogarse como “especie insuficientemente conocida” en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (Blanco & González, 1992). En el caso particular de la Península Ibérica, es a partir del año 2000 cuando aumenta considerablemente el conocimiento de la especie gracias a los estudios científicos realizados por diferentes equipos de investigación y a la labor del Grupo de Carnívoros Terrestres de la SECEM (Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos) (Virgós et al., 2005b). La información acumulada durante los últimos 20 años ha permitido su catalogación actual como especie en Riesgo menor (LC) (Palomo et al., 2007).

En el sur de la Península Ibérica, los trabajos sobre la ecología del Tejón se han centrado en el Parque Nacional de Doñana y algunas zonas puntuales en el sureste de Andalucía (Rodríguez & Delibes, 1992; Barea-Azcón et al., 2010; Lara-Romero

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - *Glochard*

et al., 2012). Los paisajes áridos Mediterráneos, particularmente los situados en el sureste ibérico, suponen un reto para la supervivencia del Tejón. Estos ambientes representan el límite de su rango de distribución (Del Cerro et al., 2010), situándose muy por debajo de la idoneidad de hábitat de los paisajes centroeuropeos (Lara-Romero et al., 2012). Dicha idoneidad puede incluso verse disminuida en el futuro, dado que la región Mediterránea es una de las zonas más susceptibles a sufrir los efectos derivados de algunos impulsores directos de Cambio Global (ej., cambio climático y cambios en la cobertura vegetal y de uso del suelo) (Sala et al., 2000; Giorgi & Lionello, 2008). En el sureste de la Península Ibérica se espera un incremento considerable de las condiciones de aridez debido a un aumento de la temperatura y disminución de la precipitación (Giorgi & Lionello, 2008), pudiendo crear condiciones particularmente difíciles durante el periodo estival (De Luís et al., 2001). Sin embargo, a pesar de las consecuencias que los cambios en el clima y en los usos del suelo pueden suponer para la supervivencia del Tejón (Virgós et al., 2005c), no existe mucho conocimiento sobre la repercusión que estos impulsores pueden tener para la especie en ambientes áridos Mediterráneos. Esto enfatiza la necesidad de avanzar en la comprensión de aspectos clave de su ecología como son: (1) qué factores ambientales impulsan su distribución espacial, (2) variabilidad de los hábitos alimenticios de la especie en un contexto árido Mediterráneo, y (3) cambios potenciales en su distribución espacial derivados de la proyección a condiciones climáticas futuras.

Los modelos de distribución espacial tratan de estimar la idoneidad relativa de hábitat requerida por una especie en un área geográfica determinada (Warren & Seifert, 2011; Menke et al., 2009). Estas técnicas representan una herramienta muy útil en la biología de la conservación, por lo que su uso se está viendo incrementado considerablemente en los últimos años (Austin, 2007). Actualmente, los modelos de distribución desarrollados para el Tejón, integran observaciones de presencia de la especie junto con variables ambientales de tipo

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - *Glochard*

topográfico, climático y de cobertura y uso del suelo, implementados en Sistemas de Información Geográfica (SIGs) (Virgós & Casanovas, 1999; Jepsen et al., 2005; Newton-Cross et al., 2007). Estos modelos han mejorado nuestra comprensión de su distribución y abundancia (Newton-Cross et al., 2007), reduciendo muchas de las limitaciones asociadas al muestreo de campo (ej., alto coste económico, limitación en la extensión del área geográfica estudiada). Sin embargo, la información derivada de cartografía SIG también posee limitaciones de representatividad ecológica, tales como, no representar características del paisaje relevantes para la especie objeto de estudio, o mostrar una resolución espacial inadecuada a la escala de trabajo seleccionada (Pearce et al., 2001). Con el fin de avanzar sobre estos problemas, algunos autores proponen utilizar información satelital para estimar variables que describan atributos relacionados con el funcionamiento del ecosistema a través de la producción vegetal (Pettorelli et al., 2005; Cabello et al., 2012a). Estos atributos describen la variabilidad espacio - temporal de la producción primaria (Alcaraz-Segura et al., 2013; Requena-Mullor et al., 2014), por lo que podrían resultar útiles en la modelización de la distribución espacial del Tejón. Además, gracias a su respuesta rápida ante los cambios ambientales (Pettorelli et al., 2011), pueden ayudar a detectar zonas susceptibles de disminuir su calidad de hábitat bajo condiciones climáticas futuras.

Otro aspecto clave de la ecología del Tejón en paisajes áridos, es su alimentación. Se ha demostrado que la diversidad de paisajes y de condiciones ambientales propician distintas estrategias alimenticias en los tejones, lo que puede condicionar a su vez diferentes organizaciones sociales, densidades, y afectar a otros aspectos socio-ecológicos (Virgós et al., 2005a). Por tanto, conocer los hábitos alimenticios de la especie en paisajes áridos Mediterráneos, es fundamental para comprender de qué manera pueden variar en respuesta a los principales impulsores de Cambio Global, y afectar a rasgos importantes de su ecología. Los estudios sobre la dieta del Tejón en ambientes áridos de la Península

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Ibérica son muy escasos. Rodríguez & Delibes (1992) describieron la dieta únicamente durante la estación de verano en un paisaje con vegetación xerofítica y cultivos. Barea-Azcón et al. (2010), estudiaron la dieta anual del Tejón en una zona con clima continental pero en un año especialmente seco, y un paisaje dominado por Olivos (*Olea europea*), pinares (*Pinus halepensis*) y encinas (*Quercus rotundifolia*). En este sentido, no existen estudios que hayan realizado un seguimiento anual de la dieta en ambientes con aridez constante en el tiempo y analizando además la influencia de diferentes coberturas vegetales y usos del suelo.

Por último, profundizar en cómo la distribución del Tejón puede variar ante futuros escenarios climáticos resulta fundamental para entender los procesos relacionados con la pérdida de su calidad de hábitat. De forma general, Levinsky et al. (2007) prevén una reducción drástica de la riqueza potencial de mamíferos en la región Mediterránea, y particularmente, Maiorano et al. (2014) predicen una disminución de hasta un 50% en la distribución de las especies de la familia *Mustelidae* en la cuenca Mediterránea. Dado que el Tejón es escaso o está ausente en ambientes áridos Mediterráneos (Virgós et al., 2005c), sería de esperar que su distribución se viera modificada en respuesta a cambios ambientales. Estas previsiones ofrecen una excelente oportunidad para mejorar nuestro conocimiento acerca de los impactos potenciales que el cambio climático pudiera tener sobre la especie y analizar posibles respuestas frente a ellos. A su vez, arrojaría información útil para el desarrollo de planes de conservación, tanto para el Tejón, como para otros meso carnívoros Mediterráneos.

Justificación

El Tejón europeo posee una amplia distribución en la Península Ibérica (Revilla et al., 2002). Sin embargo, a una menor escala, la especie presenta claras tendencias

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - *Glochardid*

en sus preferencias de hábitat (Virgós & Casanovas, 1999; Revilla et al., 2000), y puede llegar a ser localmente raro o incluso estar ausente, como ocurre en algunas zonas del sureste árido (Virgós, 1994; Virgós et al., 2005a). El sureste de la Península Ibérica representa uno de los límites de su distribución, y por tanto, las condiciones ambientales se encuentran lejos de su óptimo Centroeuropeo (Virgós & Casanovas, 1999). Por ello, sería razonable pensar que la supervivencia de la especie en esta región pueda verse amenazada en un contexto de Cambio Global, por lo que mejorar nuestra comprensión sobre la ecología de la especie en estos ambientes resulta determinante. Aunque existe un amplio conocimiento en otras zonas de su rango de distribución (ej., Europa central e Islas Británicas), en la región Mediterránea es aún insuficiente, particularmente en ambientes áridos. A pesar de que en los últimos años se ha avanzado en esta dirección (Barea-Azcón et al., 2010; Lara-Romero et al., 2012), aún quedan aspectos importantes por comprender como cuáles son los factores ambientales que impulsan su distribución espacial, la variabilidad de sus hábitos alimenticios dentro de un contexto árido o los patrones futuros de dicha distribución frente a escenarios de cambio climático.

Objetivo general e hipótesis de trabajo

El objetivo general de la tesis es avanzar en el conocimiento sobre la ecología del Tejón europeo en paisajes áridos Mediterráneos (Fig. 1.1).

Para lograr dicho objetivo se proponen tres objetivos específicos:

1. Desarrollar modelos de distribución espacial incorporando información satelital relacionada con el funcionamiento del ecosistema, para testar si mejora la fiabilidad de los mismos.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

2. Describir y comparar la dieta del Tejón a través de paisajes áridos con diferente cobertura vegetal y uso del suelo.
3. Proyectar la distribución espacial del Tejón utilizando escenarios de cambio climático futuros propuestos por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Para ello, se plantean las siguientes hipótesis de trabajo:

- 1) Dado que los recursos tróficos del tejón están relacionados directa y/o indirectamente con la producción primaria del ecosistema, cabría esperar que información derivada de sensores remotos, relacionada a través de la producción vegetal con el funcionamiento del ecosistema, resultara útil en la modelización de la distribución espacial del Tejón.
- 2) Debido al carácter generalista descrito para el Tejón en ambientes Mediterráneos (Roper, 1994), el comportamiento trófico de la especie podría variar entre paisajes áridos con diferente cobertura vegetal y uso del suelo, y explotar distintos recursos alimenticios.
- 3) Los cambios en los patrones de precipitación y temperatura previstos por los modelos de circulación general de la atmósfera (IPCC, 2013) podrían reducir hasta en un 50% el rango de distribución de las especies de la familia *Mustelidae* en la cuenca Mediterránea (Maiorano et al., 2014). Por tanto, cabe esperar una reducción general de la calidad del hábitat para el Tejón en el sureste árido de la Península Ibérica.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andalúz - Glocharid

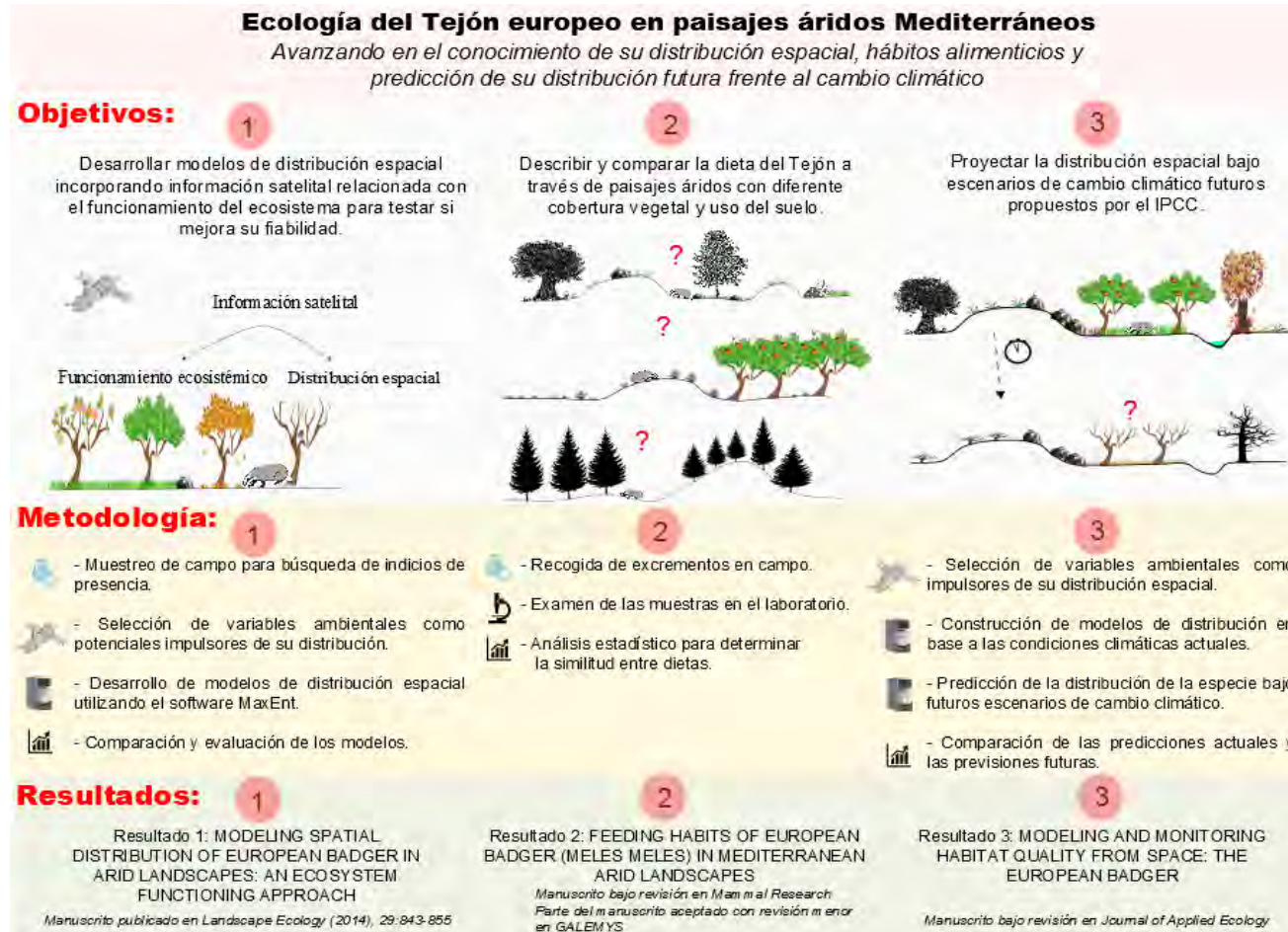


Figura 1.1. Esquema general de la tesis. La tesis persigue dar respuesta a tres objetivos específicos relacionados con aspectos relevantes de la ecología del Tejón: distribución espacial, hábitos alimenticios y previsión de su distribución bajo escenarios de cambio climático. Para abordar dichos objetivos, se han llevado a cabo diferentes metodologías, aunando el trabajo de campo y laboratorio, la obtención y procesamiento de información satelital, y por último, el análisis estadístico.

Área de estudio

La tesis ha sido llevada a cabo en el sureste de la Península Ibérica (36°06'N, 2°17'E) (Fig. 2.1). Esta región ocupa una posición biogeográfica singular en el contexto del Mediterráneo occidental. Situada en una zona de "sombra de lluvias" al abrigo del macizo montañoso de Sierra Nevada, se encuentra protegida de las borrascas atlánticas que entran por el oeste, y expuesta a las particularidades climáticas del Mar de Alborán, con perturbaciones estacionales que dejan intensas lluvias de carácter torrencial. Así, el rango de precipitación media oscila entre 165-419 mm/año. Dicha personalidad pluviométrica, unida a la rigurosidad térmica de los veranos mediterráneos y a unas temperaturas suaves el resto del año (temperatura media de las mínimas: -1.6–15 °C, temperatura media de las máximas 17-24.5 °C), dibujan uno de los entornos de aridez más intensos de Europa, con una evapotranspiración potencial media de 343-1038 mm/año. Junto a todo esto, la región de estudio ofrece gradientes altitudinales que van desde el nivel del mar hasta los 1500 m, así como una variedad de litologías que derivan en una variedad paisajística notable y por tanto, en una oferta de nichos ecológicos muy diversa.

La región acoge tres pisos termoclimáticos: termo, meso y supramediterráneo dentro de los sectores biogeográficos almeriense, alpujarreño-gadoreño, nevadense y guadiciano-bacense. Su litología está caracterizada por la presencia de materiales metamórficos paleozoicos y paleozoico-triásicos, representados mayoritariamente por micaesquistos, además de materiales sedimentarios con calizas, margas, yesos, y arenas terciarias, junto a conglomerados y arcillas cuaternarias.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

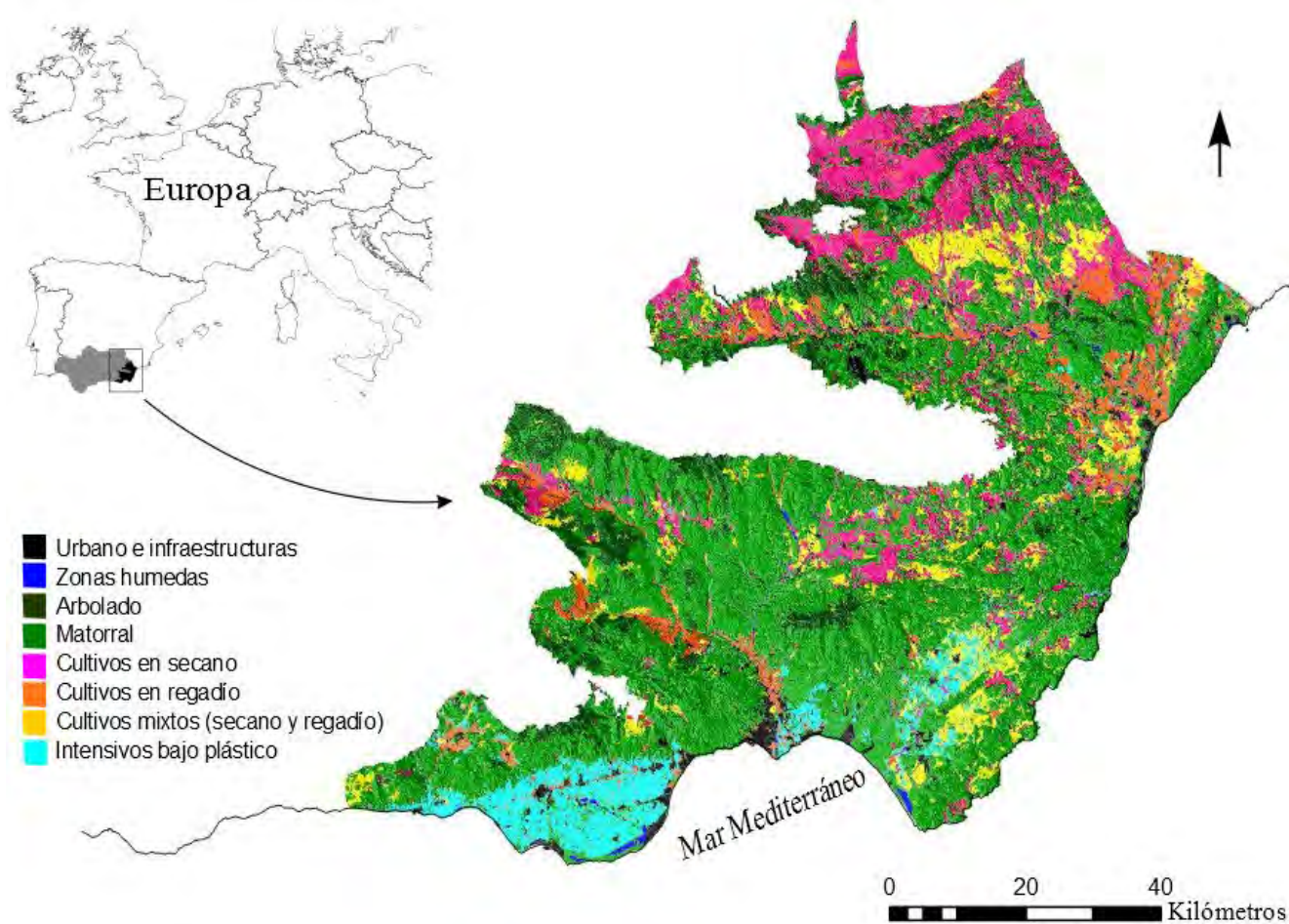


Figura 2.1. Localización del área de estudio y principales usos del suelo y tipos de vegetación. Los límites han sido definidos en base al índice de aridez de Martonne (Martonne, 1926).

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

La vegetación más extendida se corresponde con las series termo-mediterránea semiárida del Arto (*Maytenus senegalensis subsp. europaeus*) y termo- y meso-termo-mediterránea del Lentisco, representadas por Lentiscares con *Pistacia lentiscus*, *Chamaerops humilis* y *Rhamnus spp.*, junto con extensas zonas de matorral de Albaida (*Anthyllis spp.*), Esparto (*Macrochloa tenacissima*) y Tomillos (*Thymus spp.*). Puntualmente importantes son los complejos politeselares de vegetación edafoxerófila sobre yesos con matorrales de pequeño porte. La vegetación arbórea se asienta en las zonas más elevadas, con encinares basófilos y síliceos junto a extensas plantaciones de pino (*P. halepensis*, *P. nigra* y *P. silvestris*). Cabe destacar, por la relevancia ecológica para el Tejón (Corbacho et al., 2003), las ramblas y cauces ocupados por geoserias edafohigrófilas donde destacan: Aneas (*Typha spp.*), Carrizo (*Phragmites australis*), Tarays (*Tamarix spp.*), Adelfa (*Nerium oleander*) y frutales como la Higuera (*Ficus carica*) y el Algarrobo (*Ceratonia siliqua*).

Pero sin duda, uno de los rasgos del área de estudio más destacados y de mayor trascendencia sobre la ecología del Tejón europeo, son los usos agrícolas del suelo derivados de la actividad humana (Lara-Romero et al., 2012). El paisaje rural Mediterráneo ha sido definido como un mosaico cambiante constituido por cultivos extensivos mezclados con parches de vegetación natural, favorecedor de la diversidad y abundancia de carnívoros (Pita et al., 2009). Dichos paisajes mantienen una alta heterogeneidad paisajística con gran variedad de cultivos, pero manteniendo a su vez ribazos y linderos. Aunque en retroceso por abandono, aún se conservan "vegas" asociadas a los cursos de agua, especialmente en los tramos medios, donde el cultivo de olivos y cítricos son los más destacados. En contraposición, existen extensas áreas de cultivo intensivo en regadío de olivos, así como de especies herbáceas (ej., lechuga) y en secano (almendro y cereal), éstos últimos especialmente importantes hacia el norte. De igual forma, por debajo de la mitad sur y cercanos al litoral, aparecen tres importantes núcleos de

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

cultivo hortícola intensivo bajo plástico. El grado de antropización urbanística, y por tanto, de ocupación humana, es máximo hacia la costa, disminuyendo en el interior. El éxodo de la población rural desde las zonas del interior hacia el litoral, especialmente en el sur, representa el motivo principal de la disminución y deterioro del paisaje rural tradicional sufrido en las últimas décadas en la región de estudio (Castro et al., 2011).

Tanto el desarrollo urbanístico como la actividad agrícola intensiva, ejercen importantes presiones, y por tanto amenazas, sobre la conservación de los hábitats ocupados por el Tejón, plasmadas por ejemplo, en la pérdida y fragmentación del hábitat (Virgós et al., 2005c). En relación a este aspecto, el área de estudio y zonas aledañas, cuentan con diferentes figuras de protección fruto de las políticas de conservación del territorio en las últimas décadas. Así, las zonas montañosas gozan en general de un buen estatus de protección, ej., Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada, Parque Natural de Sierra María-Los Vélez y Paraje Natural de Sierra Alhamilla. Los ambientes de humedal poseen un moderado nivel de protección hacia el sur (ej., Paraje Natural de Punta Entinas-Sabinar) y casi inexistente en zonas del noreste. El paisaje estepario, muy extendido a lo largo del área, presenta diferentes grados de protección. Así, el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, Paraje Natural del Desierto de Tabernas y Karst en Yesos de Sorbas, y varios LICs (Lugares de Interés Comunitario) repartidos por el centro y sur de la región, conforman un gradiente decreciente de conservación de dicho paisaje. Los ecosistemas esteparios han sido poco valorados tradicionalmente por el ser humano, sin embargo, son también explotados por el Tejón aunque en menor proporción. Por último, cabe destacar la ausencia en la mayoría de los casos, de figuras de protección que recaigan directamente sobre agroecosistemas tales como las vegas fluviales tradicionales comentadas antes, o los paisajes cerealistas del altiplano en la zona norte aledaña al área de estudio. Ambos representan paisajes humanizados pero de gran valor

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

ecológico, muy importantes para el Tejón a escala regional (Virgós et al., 2002; Lara-Romero et al., 2012).

A modo de ejemplo representativo de la diversidad de paisajes presentes en el área de estudio, la Fig. 2.2 muestra una selección de localidades en las cuales se ha detectado la presencia de la especie a lo largo de la realización de la tesis doctoral.



(a) Paisaje rural de huertas tradicionales.



(b) Ambiente de marisma.



(c) Estepa árida de relieve llano cercano a la costa.



(d) Garriga Mediterránea de perfil irregular.



(e) Masas de encinas relictas y pinares de repoblación.



(f) Grandes extensiones de cultivo del Almendro entremezclados con pequeños parches de Encinas.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Figura 2.2. Selección de algunos paisajes habitados por el Tejón dentro del área de estudio. La diversidad de tipos de vegetación, así como de usos del suelo, definen un territorio donde la riqueza y singularidad de sus paisajes hacen de él un laboratorio natural para el estudio de la ecología de esta especie. (a) Paisaje rural de huertas tradicionales embebidas dentro de un entorno xérico. Algunas terrazas se encuentran en evidente estado de abandono. (b) Ambiente de marisma con grandes charcones salinos rodeados de dunas y matorrales de porte elevado. (c) Estepa árida de relieve llano cercano a la costa, interrumpido solo por serpenteantes ramblas sujetas a la estacionalidad de las precipitaciones. (d) Garriga Mediterránea de perfil irregular y de vegetación frondosa, donde se entremezclan frutales silvestres y asilvestrados. (e) Masas de encinas relictas y pinares de repoblación dominan desde las alturas uno de los pocos subdesiertos naturales de Europa. (f) Grandes extensiones de cultivo del Almendro en las altiplanicies del norte del área de estudio, se entremezclan con pequeños parches de Encinas.

De forma particular, y con el fin de testar cada una de las hipótesis planteadas en la tesis doctoral, se han definido con posterioridad distintas zonas dentro del área de estudio. Su definición se ha realizado atendiendo a los requerimientos derivados del planteamiento conceptual y metodológico de cada hipótesis, y son expuestos detalladamente en el apartado de resultados.

Material y métodos

La metodología desarrollada en esta memoria de tesis doctoral integra tres bloques de trabajo principales (Fig. 3.1). BLOQUE I: técnicas de muestreo en campo y trabajo de laboratorio; BLOQUE II: descarga y procesamiento de información satelital para la estima de atributos funcionales del ecosistema empleados como subrogados de la dinámica espacio - temporal de la producción primaria; y por último, BLOQUE III: análisis estadístico paramétrico y no paramétrico empleando el software libre R (R Core Team, 2014) para, a partir de la información obtenida en los dos bloques anteriores, testar las hipótesis planteadas.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andalúz - Glocharid

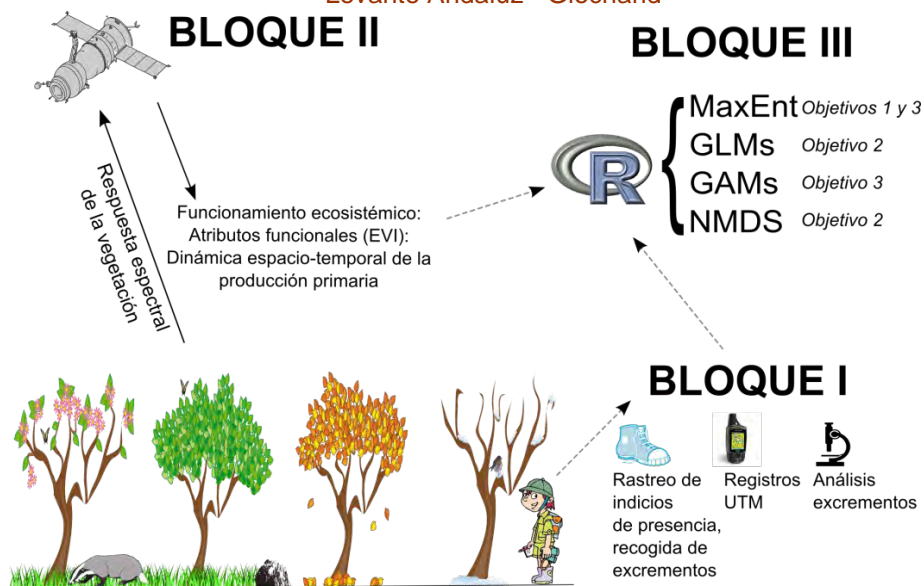


Figura 3.1. Esquema gráfico de la metodología empleada en la tesis doctoral. EVI: Índice de Vegetación Mejorado; MaxEnt: Máxima Entropía; GLMs: Modelos Lineales Generalizados; GAMs: Modelos Aditivos Generalizados; NMDS: Escalamiento Multidimensional No Paramétrico; R: software R.

BLOQUE I: Trabajo de campo y laboratorio

El trabajo de campo ha consistido en la búsqueda activa de indicios de presencia de Tejón y la recolección de excrementos. Existen numerosas técnicas de campo aplicables al muestreo de la presencia de Tejón (ver Virgós & Revilla, 2005 para una revisión y resumen). Sin embargo, no todas son válidas en zonas con baja densidad de la especie como ocurre en el sureste árido de la Península Ibérica (Lara-Romero et al., 2012). En este contexto, un método fiable, rápido y barato para cubrir grandes extensiones, es la búsqueda activa de indicios de presencia (huellas principalmente) en cuadrículas de igual área y durante un tiempo determinado (Revilla et al., 2001b). No obstante, dado que la impresión de huellas es muy dependiente del tipo y estado del sustrato, es recomendable no limitar la búsqueda únicamente a huellas y ampliarla también a letrinas y tejonerías (Virgós & Revilla, 2005). La información levantada en campo, ofrece no solo una serie de localizaciones con presencia de la especie (coordenadas UTM) imprescindibles

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

para la modelización de su distribución espacial, sino que posibilita además el conocimiento de zonas de marcaje con letrinas para la recolecta de excrementos y su posterior análisis en laboratorio.

El trabajo de laboratorio se ha basado en el análisis visual de excrementos. Existen diversos protocolos estandarizados para el reconocimiento y conteo de restos de alimento en heces animales (Kruuk & Parish, 1981; Pigozzi, 1991). La disgregación de las muestras se realiza en medio acuoso, para posteriormente, tamizarlas y separar los componentes. Para el reconocimiento y determinación de los restos de presas consumidas, se utiliza la lupa binocular, en caso de ítems macroscópicos (ej., semillas, huesos, restos quitinosos de invertebrados, etc.), o el microscopio óptico para la detección de restos más diminutos como las quetas de las lombrices de tierra.

BLOQUE II: Información satelital y funcionamiento ecosistémico

La información espectral emitida por la vegetación y obtenida a partir de sensores remotos representa un nuevo paradigma para el estudio y seguimiento de la fauna y su conservación (Pettorelli et al., 2011; Cabello et al., 2012a). La respuesta espectral de la cobertura vegetal en longitudes de onda en el rango del rojo e infrarrojo permite estimar diferentes atributos funcionales sobre grandes extensiones del territorio (Running et al., 2000; Paruelo et al., 2005), posibilitando a su vez el estudio del funcionamiento de la vegetación a escala de ecosistema (Lloyd, 1990). Un ejemplo de ello lo constituye el Índice de Vegetación Mejorado (EVI), el cual ha sido ampliamente usado como un subrogado de la Producción Primaria (PP) y su dinámica estacional (Pettorelli et al., 2005; Alcaraz-Segura et al., 2013) (Fig. 3.2). La ecuación utilizada para su obtención se indica a continuación:

$$EVI = G * \frac{(R_{IRC} - R_R)}{(R_{IRC} + C_1 * R_R - C_2 * R_A + L)} \quad (1)$$

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andalúz - Glocharid

donde G es un factor de ganancia; R_{IRC} , R_R y R_A son respectivamente los valores de reflectancia bidireccional de la superficie de la tierra para las bandas del infrarrojo cercano, del rojo y del azul con una corrección de los efectos de la atmósfera (Absorción de ozono y Rayleigh); C_1 y C_2 son los coeficientes de resistencia de aerosoles, que usan la banda azul para corregir la influencia del aerosol en la banda roja y L es un ajuste del fondo del dosel que toma en cuenta la transferencia radiante diferencial del infrarrojo cercano y el rojo a través del dosel. Los coeficientes adoptados en el algoritmo del cálculo del EVI son $L = 1$, $C_1 = 6$, $C_2 = 7.5$ y $G = 2.5$. (Fuente: http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf).

Este índice es un estimador lineal de la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (fAPAR) (Ruimy et al., 1994; Huete et al., 2002), el principal control de las ganancias de carbono (Monteith, 1981), y está siendo cada vez más utilizado en ecología animal para describir atributos del funcionamiento de los ecosistemas (Wang et al., 2010; Meynard et al., 2012; Bardsen & Tveraa, 2012; Requena-Mullor et al., 2014).

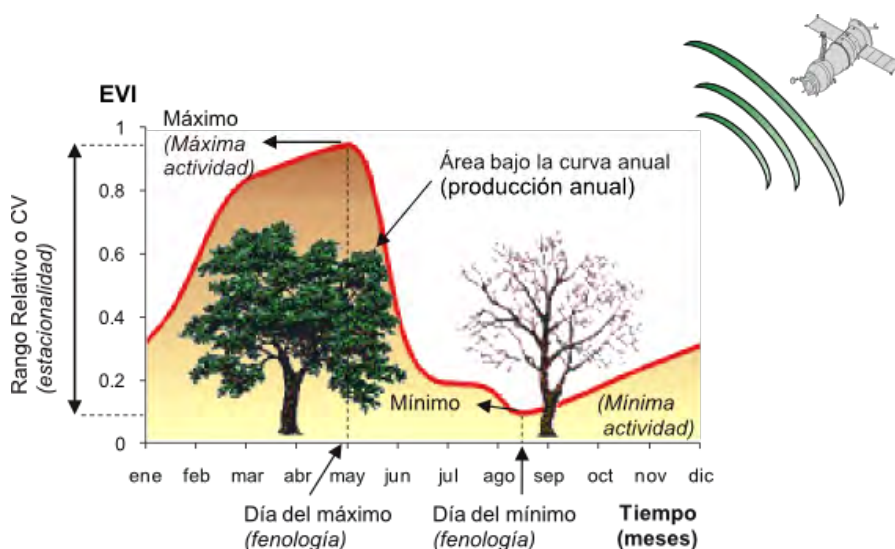


Figura 3.2. Atributos funcionales derivados del Índice de Vegetación Mejorado (EVI) y relacionados con el funcionamiento del ecosistema. Figura modificada de G. Baldi (<http://lechusa.unsl.edu.ar>) y Alcaraz-Segura (2005).

BLOQUE III: Análisis estadístico

Con el fin de testar las hipótesis planteadas, la información obtenida en los bloques I y II ha sido analizada con diversas técnicas estadísticas utilizando el software libre R.

Técnicas paramétricas

La modelización de la distribución espacial del Tejón, se ha basado en el principio de máxima entropía implementado en el software libre MaxEnt por Phillips et al. (2006). MaxEnt utiliza datos de presencia de la especie junto a un grupo de pseudo-ausencias escogidas al azar del área de estudio donde la ausencia y presencia es posible. El objetivo es encontrar la función de probabilidad que posea la máxima entropía, esto es, la más cercana a la uniformidad. MaxEnt tiene en cuenta una serie de restricciones expresadas como funciones simples de las variables ambientales utilizadas, de tal forma que, el algoritmo aplicado por MaxEnt obliga a que el promedio de valores obtenidos a partir de las funciones para cada variable esté próximo a la media empírica conocida en las localidades con presencia de la especie (Phillips et al., 2004). Finalmente, el algoritmo otorga un valor de probabilidad de presencia (asumiendo por defecto que la prevalencia es 0.5) para cada una de las unidades espaciales en las que haya sido dividida el área de estudio.

Para testar potenciales diferencias entre las estrategias tróficas desarrolladas por el Tejón en los paisajes estudiados, se realizó un análisis de varianzas mediante Modelos Lineales Generalizados (GLMs). Los GLMs son una extensión de los modelos lineales que permiten utilizar distribuciones de probabilidad no normales para la variable respuesta. Un GLM consiste en tres componentes:

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

1.- La distribución de probabilidad de la variable respuesta. Si la variable respuesta es continua, puede asumirse que su distribución será normal, con media μ y varianza σ^2 .

2.- Componente sistemático. Es una combinación lineal de variables predictoras continuas y/o categóricas. Cuando estas variables son únicamente categóricas, el GLM es equivalente al análisis de varianzas empleado en estadística aplicada (Sokal & Rohlf, 1995; Underwood, 1997).

3.- Función de enlace. Define la relación entre la media de la variable respuesta y el componente sistemático. Cuando se asume que la relación entre ambos es lineal, se emplea la función identidad, donde $g(\mu) = \mu$.

En los GLMs la estimación de los parámetros se realiza mediante el método de máxima verosimilitud. El principio en el cual se basa la estimación por máxima verosimilitud es simple: dada una muestra de observaciones, el valor estimado para un parámetro es aquél que maximiza la probabilidad de dichas observaciones.

Los GLMs son considerados modelos paramétricos porque debe especificarse una distribución de probabilidad para la variable respuesta, y por tanto, para el término de error del modelo. Así mismo, se consideran lineales porque la variable respuesta es descrita como una combinación lineal de variables predictoras. Más información sobre estos modelos puede encontrarse en Agresti (1996) y Myers & Montgomery, (1997).

Técnicas no paramétricas

Los Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) son modificaciones no paramétricas de los GLMs donde cada variable predictora es incluida en el modelo como una función no paramétrica de "suavizado" (del inglés *smoothing*) (Hastie & Tibshirani,

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

1990). Estas funciones suelen ser *LOESS smoothing* (local regression smoother) o *cubic splines* (para una explicación en detalle ver respectivamente Keele, 2008; Wood, 2006; entre otros). De forma breve, *LOESS smoothing*, consiste en un ajuste de modelos de regresión lineal de forma local a través de pequeñas "ventanas" de tamaño ajustable a lo largo del eje de abscisas, donde los puntos dentro de cada ventana son utilizados en un modelo de regresión para predecir el valor de la variable respuesta correspondiente al valor medio o a la mediana de la variable predictora dentro de la correspondiente ventana. En *cubic splines*, el eje de abscisas es dividido en varios segmentos, y en cada uno de ellos, una función polinómica de grado 3 es ajustada.

Los GAMs permiten relaciones no lineales entre la variable respuesta y las variables predictoras, por lo que resultan muy útiles en situaciones donde las relaciones lineales no son esperables. Este puede ser el caso de la relación entre el EVI medio anual y la precipitación media anual (ver Figura J.1 en Appendix J).

Por último, la búsqueda de similaridad-disimilaridad entre paisajes y estaciones del año en relación a los alimentos consumidos por el Tejón requiere de técnicas multivariantes que no asuman normalidad entre las variables predictoras. El Escalamiento Multidimensional No Paramétrico (NMDS) es una técnica multivariante de interdependencia que trata de representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones (normalmente dos) las similaridades existentes entre un conjunto de objetos (ej., las estaciones del año). De esta manera, una menor distancia entre los objetos indica mayor semejanza entre las variables predictoras utilizadas (ej., alimentos consumidos).

Discusión

El Tejón europeo se enfrenta a una serie de amenazas que pueden poner en jaque la viabilidad de sus poblaciones, o en última instancia, su presencia en los ecosistemas Mediterráneos a finales del siglo XXI. Esta situación se agrava en algunos paisajes áridos Mediterráneos, donde la especie es poco abundante y con distribución parcheada, lo cual hace su supervivencia aún más complicada. Entre las amenazas más destacadas se encuentran el cambio climático, consecuencia del calentamiento atmosférico global, y la pérdida-fragmentación de su hábitat, ocasionada por los cambios en el uso y la cobertura del suelo (Virgós et al., 2005c). Varios trabajos han destacado los efectos potenciales que las variaciones en los ciclos de precipitación y temperatura tienen sobre la dinámica poblacional del Tejón (Macdonald et al., 2010; Nouvellet et al., 2013). Sin embargo, la respuesta de la especie puede variar de unas regiones a otras, por lo que se requieren estudios en diferentes áreas de su rango de distribución (Virgós et al., 2005c). Por otro lado, el ser humano está modificando la composición del paisaje y sustituyendo las prácticas agrícolas tradicionales por otras más intensivas y menos respetuosas con el entorno (Pita et al., 2009). Por este motivo, y dado que los paisajes rurales Mediterráneos son el hábitat preferido del Tejón en ambientes áridos, la calidad de su hábitat, y por tanto, la abundancia de la especie, podría verse significativamente reducida (Lara-Romero et al., 2012).

En relación a esto, el último informe del Panel Intergubernamental contra el Cambio Climático es claro: sin una gestión eficaz, derivada de políticas de conservación que tengan en cuenta los efectos potenciales del Cambio Global, algunas especies en riesgo menor en la actualidad, pueden llegar a ser mucho más raras, e incluso desaparecer localmente durante el siglo XXI (IPCC, 2013; Inger et al., 2015). La pérdida de especies puede llevar a su vez a una reducción local de la biodiversidad y a una modificación de la estructura y funcionamiento del ecosistema (National Research Council, 1999). De forma particular, los meso-

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

carnívoros como el Tejón, juegan un papel relevante en los sistemas naturales como predadores, competidores y especies “paragua”. De este modo, variaciones en su abundancia o en la diversidad de sus comunidades pueden inducir cambios a nivel ecosistema (Roemer et al., 2009). Todo ello pone de manifiesto la necesidad de mejorar el conocimiento sobre el rango actual de distribución del Tejón y los efectos potenciales que sobre el mismo pudiera tener el Cambio Global. De esta forma, los gestores pueden optimizar las medidas de conservación y diseñar programas de seguimiento más eficientes, no solo de cara a la conservación de la especie, sino también de los paisajes que habita (Proyecto GLOCHARID, 2014).

Esta tesis doctoral supone un avance en esta línea de trabajo, y propone algunas recomendaciones para el seguimiento de su distribución y conservación del hábitat en un contexto Mediterráneo árido.

Uno de los principales impulsores de la distribución espacial del Tejón en paisajes áridos Mediterráneos es la dinámica espacio-temporal de la producción primaria (Requena-Mullor et al., 2014) (ver RESULTADO 4.1). La producción primaria está situada en la base de la cadena trófica y sintetiza aspectos funcionales clave de los ecosistemas, por lo que es considerada un atributo integrador del funcionamiento ecosistémico (McNaughton et al., 1989; Virginia & Wall, 2001). En un planeta que cambia rápidamente, disponer de herramientas que informen casi a tiempo real de la dinámica de la producción vegetal resulta de vital importancia en tareas de seguimiento ecológico. En la era de los satélites, la traslación de la información espectral a variables relacionadas con el funcionamiento ecosistémico está ampliando el uso tradicional de las imágenes de satélite en la biología de la conservación, ofreciendo descriptores de procesos clave del funcionamiento de los ecosistemas (ej., dinámica de la producción primaria, evapotranspiración, eficiencia en el uso del agua por la vegetación, etc.) (Cabello et al., 2012). Estos

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

descriptores están resultando muy valiosos a la hora de modelizar rasgos de la ecología de las especies y su respuesta frente a los cambios ambientales (Cabello et al., 2012a). Un ejemplo de ello son los atributos funcionales derivados de índices de vegetación, tales como el EVI. Estos atributos son sensibles a factores que afectan al rango de distribución de las especies (Crabtree et al., 2009), y han resultado de gran utilidad en la modelización de la distribución espacial del Tejón europeo (Requena-Mullor et al., 2014).

De cara al reto de monitorear los efectos que el Cambio Global pueda tener sobre la distribución de la especie es indudable que resulta determinante el uso de información satelital relacionada con la producción primaria. Bajo la asunción de que la producción vegetal de un área influencia la red trófica completa (McNaughton et al., 1989), los atributos funcionales pueden ayudar a comprender (de abajo a arriba) las alteraciones en la dinámica de las comunidades como respuesta a los cambios ambientales. Frente al cambio climático, esta visión puede resultar particularmente útil en ambientes Mediterráneos, debido a que la precipitación es el principal factor limitante del crecimiento vegetal (Nemani et al., 2003) (ver RESULTADO 4.3). La respuesta rápida de estos atributos frente a cambios ambientales, su disponibilidad en continuo, espacial y temporal a resoluciones óptimas regionales, hacen de ellos una herramienta muy eficaz en el estudio y seguimiento de la distribución de las especies.

Es importante resaltar que el uso de imágenes satelitales para derivar atributos funcionales requiere de un filtrado previo de calidad de las mismas (Reyes et al., 2015) y de una normalización-estandarización de los algoritmos empleados en la estima de los mismos. Todo ello pone de manifiesto la necesidad de protocolos internacionales consensuados que permitan extender su uso a escalas más amplias y poder comparar los resultados entre distintas áreas del planeta. De esta forma, avances en distintos ámbitos de conocimiento y ecosistemas del planeta

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

pueden integrarse y servir de apoyo en la búsqueda de criterios generales sobre los que apoyar Normas y Directrices internacionales en la lucha contra el Cambio Global y la pérdida de biodiversidad.

Si analizamos el caso concreto del Tejón en el contexto árido Mediterráneo, la dinámica espacio-temporal de la producción primaria condiciona en gran medida su distribución espacial. Este resultado (RESULTADO 4.1) hace pensar que existe algún tipo de correlación entre los atributos funcionales que describen dicha distribución y la dinámica espacio-temporal de los recursos alimenticios explotados por la especie. El Tejón selecciona áreas con altos valores de producción vegetal y heterogeneidad espacial, mientras que rechaza zonas con alta variabilidad temporal en dicha producción. Estas condiciones suelen ser representativas de paisajes rurales tradicionales bien conservados que ofrecen al Tejón una oferta de recursos alimenticios variada espacialmente y estable a lo largo del año (Requena-Mullor et al., 2014).

Sin embargo, poco se sabe de la relación entre la dinámica espacio-temporal de los atributos funcionales del EVI y los recursos alimenticios explotados por el Tejón. De entre los ítems consumidos por la especie en ambientes Mediterráneos, son especialmente importantes los frutos, insectos y vertebrados (Rodríguez & Delibes, 1992; Revilla & Palomares, 2002; Barea-Azcón et al., 2010, Requena-Mullor et al., 2015). Algunas de las cuestiones a responder en relación a esto son: ¿hay una relación directa positiva entre la producción primaria y la disponibilidad de frutos?, ¿existe desfase temporal entre la fenología de la producción vegetal y la disponibilidad de alimento?, y en caso afirmativo, ¿cuál es su magnitud?, y ¿un paisaje heterogéneo, ofrece realmente una oferta más variada de alimento?. En esta dirección, algunos autores han relacionado la ocurrencia o abundancia de estos ítems con índices de vegetación tales como el EVI o el Índice de Vegetación

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

de Diferencia Normalizada (del inglés, NDVI) (Willems et al., 2009; Lafage et al., 2013; Tapia et al., 2013), pero poco más se sabe.

Para seguir avanzando en esta línea es imprescindible identificar primero qué recursos alimenticios explota el Tejón, y si existe variabilidad en las estrategias tróficas adoptadas entre paisajes dentro de un contexto árido Mediterráneo. En este sentido, los resultados encontrados muestran cómo los hábitos alimenticios del Tejón varían de unos paisajes a otros dentro del contexto árido (ver RESULTADO 4.2). Aunque la frugivoría sigue apareciendo como la principal estrategia adoptada por la especie (Pigozzi, 1991; Rodríguez & Delibes, 1992; Barea-Azcón et al., 2010), en zonas montañosas, donde la repoblación con pinos es el rasgo dominante del paisaje, los invertebrados (ej., insectos y lombrices) adquieren una importancia significativa. Este aumento en el consumo de invertebrados compensaría la escasez de frutos cultivados y/o silvestres de mayor contenido energético (ej., naranjas, aceitunas, higos, algarrobas, etc.), los cuales son más abundantes en las vegas fluviales y matorrales de la maquia mediterránea situados a menor altitud.

La dependencia directa y/o indirecta del Tejón hacia el manejo que el ser humano hace del territorio se pone de manifiesto cuando se analizan sus hábitos alimenticios. De esta forma, las prácticas agrícolas tradicionales aportan a la especie no solo frutos cultivados (ej., naranjas), sino otros como higos, nísperos, manzanas, albaricoques, etc., cultivados secundariamente o en muchos casos naturalizados, pero dependientes en cierto grado del regadío (Requena-Mullor et al., 2015). Además, debido al escaso uso de pesticidas y maquinaria agrícola, estos ambientes pueden ofrecer una gran diversidad y abundancia de artrópodos (Bengtsson et al., 2005). Por todo ello, es importante tener en cuenta el efecto potencial de las políticas agrarias sobre una especie como el Tejón, en cuanto que pueden ser impulsoras de cambios en el uso del suelo (Virgós et al., 2005c). En

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

este sentido, la reforma de la Política Agraria Común (PAC) para el período 2014-2020, contempla un paquete de medidas que promueven la diversificación de cultivos, mantenimiento de pastos permanentes y el destino de parte de la propiedad como superficie de interés ecológico (Martínez & Palacios, 2012). Estas prácticas, favorecerían a priori la conservación de las poblaciones de Tejón en ambientes Mediterráneos (Virgós et al., 2005c), sin embargo, el envejecimiento de la población rural y el éxodo de los más jóvenes a las ciudades está propiciando un abandono generalizado de tierras en las últimas décadas (Castro et al., 2011). Esto trae consigo un deterioro del paisaje rural Mediterráneo, y por tanto, una amenaza para el futuro de la especie.

Por otro lado, algunos ítems consumidos por el Tejón dependen directamente de la precipitación, (ej., algarrobas, palmitos, moras, lombrices), o indirectamente de la producción primaria (ej., insectos, roedores, conejos). Ante un escenario de cambio climático futuro, la disponibilidad de estos recursos, o la modificación de su fenología, podría tener consecuencia en sus hábitos alimenticios, adaptándolos a la nueva situación (Virgós et al., 2004). En casos de periodos extremos de aridez, podría verse obligado a abandonar el territorio y buscar nuevas zonas, lo que en condiciones de distribución parcheada, puede incrementar el riesgo de desaparición local (Virgós et al., 2005c). En relación a esto último, la calidad del hábitat para el Tejón en paisajes áridos Mediterráneos podría verse significativamente reducida de aquí a finales de siglo (ver RESULTADO 4.3). No obstante, esta reducción no sería uniforme en el espacio, pudiendo incluso aumentar en algunas zonas. Aquellas que ofrecen en la actualidad las mejores condiciones para la supervivencia del Tejón (esto es, los paisajes agrícolas tradicionales (Lara-Romero et al., 2012)), verían reducida su idoneidad de hábitat debido principalmente a una homogeneización del paisaje desde el punto de vista de la producción primaria. Por el contrario, algunas áreas del centro y norte del área de estudio, aunque de menor extensión, aumentarían su idoneidad gracias a

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

una disminución en la estacionalidad de la producción primaria. A pesar de que estos resultados hay que tomarlos con precaución, debido a que no se tienen en cuenta de manera directa los cambios en el uso del suelo (Pearson & Dawson, 2003) y la incertidumbre asociada a los modelos climáticos (Deser et al., 2012), otros autores predicen igualmente una homogeneización del paisaje derivada de la intensificación de los cultivos, y a un abandono del uso agrícola tradicional ocasionado por el éxodo humano a áreas urbanas (Silvestre, 2002; De Stefano, 2004; Piquer-Rodríguez et al., 2012). Por tanto, estas previsiones dibujarían igualmente un escenario poco alentador para la especie. De hecho, Maiorano et al. (2014) predicen, en base a los mismos escenarios de cambio y período de tiempo que los empleados en esta tesis doctoral, una disminución de hasta un 50% en la distribución de las especies de la familia *Mustelidae* en la cuenca Mediterránea. En un contexto global cambiante, el último informe del IPCC para la conservación de los mamíferos predice que el 25% de las especies de mamíferos del mundo, aproximadamente unas 1,125 especies, están en riesgo de extinción global (IPCC, 2013). Paralelamente, Inger et al. (2015) alertan de que las especies que en la actualidad no están amenazadas corren serio peligro de estarlo en el futuro debido a que toda la atención se centra en aquellas que sí lo están.

Desde esta perspectiva, resulta de vital importancia para la conservación del Tejón en ambientes áridos Mediterráneos el seguimiento y preservación de la calidad de su hábitat de cara a prever un potencial deterioro y por tanto, un retroceso en su rango de distribución. Por ello, son claves las iniciativas encaminadas al mantenimiento del paisaje rural Mediterráneo. Las nuevas políticas en materia de conservación a nivel nacional e internacional en los países Mediterráneos donde el Tejón está presente deberían centrar esfuerzos en la protección y conservación de dichos paisajes, e incluir los atributos funcionales derivados de sensores remotos como herramienta para la caracterización y seguimiento del estado de conservación (Proyecto GLOCHARID, 2014). Dichas políticas deben contemplar

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

acciones a llevar a cabo tanto dentro como fuera de las áreas naturales protegidas debido a que una gran proporción de estos paisajes se encuentran fuera de dichos límites (Cox & Underwood, 2011). Una de las estrategias propuestas es el desarrollo de medidas específicamente diseñadas para prevenir el abandono rural y preservar las tierras agrícolas (Falcucci et al., 2007). Por un lado, el éxodo humano de los entornos rurales a la ciudad debe de frenarse con programas que estimulen las oportunidades de futuro, y por otro lado, medidas orientadas a mantener la heterogeneidad paisajística y las prácticas agrícolas tradicionales, ayudarían a preservar la biodiversidad asociada a los agro-ecosistemas Mediterráneos. Por último, es imprescindible aplicar de manera eficaz y rigurosa la normativa que rige la ordenación del territorio y regula los cambios en el uso del suelo para evitar la intensificación de los cultivos y la homogeneización del paisaje.

Conclusiones

1. Los descriptores del funcionamiento ecosistémico, obtenidos a partir de información satelital, representan una herramienta útil e innovadora en la modelización de la distribución espacial de meso-carnívoros como el Tejón europeo. Esto reafirma la necesidad de poner a disposición de gestores y tomadores de decisiones herramientas que incorporen esta información para elaborar e implementar programas de seguimiento como parte de estrategias orientadas a la conservación de la biodiversidad.
2. Los resultados obtenidos identifican las huertas tradicionales como uno de los paisajes clave para la supervivencia del Tejón europeo en paisajes áridos Mediterráneos. Dentro de un termoclima árido, esta tesis sugiere que los cambios en la dinámica de la precipitación y/o la modificación del paisaje pueden ejercer efectos sobre los hábitos alimenticios del Tejón europeo, pudiendo en última estancia poner en jaque la viabilidad de sus poblaciones a finales del siglo XXI.
3. El debate abierto asociado a que especies no amenazadas en la actualidad podrían estarlo en el futuro pone de manifiesto la necesidad de políticas de conservación que incorporen una visión de la biodiversidad más general, sin particularizar tanto en especies “emblemáticas”.
4. Finalmente, esta tesis representa un ejemplo de la aplicabilidad de las técnicas de muestreo tradicional de mamíferos combinado con el uso de información satelital en el estudio de procesos claves en la biología de la especies.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Referencias

- Agencia Andaluza del Agua. (2010). Río Andarax. Agencia Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente (Editores). Junta de Andalucía. Sevilla.
- Agresti, A. (1996). *An Introduction to Categorical Data Analysis*. Wiley, New York.
- Alcaraz-Segura, D. (2005). Caracterización mediante teledetección del funcionamiento de los ecosistemas ibéricos. Bases para la conservación de la biodiversidad en un escenario de cambio global. (Tesis doctoral inédita). Universidad de Almería. Almería.
- Alcaraz-Segura, D., Paruelo, J.M. & Cabello J. (2006). Identification of current distribution of Ecosystem Functional Types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2):200–210.
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J. & Paruelo, J. (2009). Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology*, 202:13-29.
- Alcaraz-Segura, D., Paruelo, J.M., Epstein, H.E. & Cabello, J. (2013). Environmental and Human Controls of Ecosystem functional Diversity in Temperate South America. *Remote sensing*, 5(1):127-154.
- Amorin, F., Carvalho, S.B., Honrado, J. & Rebelo H. (2014). Designing Optimized Multi-Species Monitoring Networks to Detect Range Shifts Driven by Climate Change: A Case Study with Bats in the North of Portugal. *PLOS ONE*, 9, e87291. doi:10.1371/journal.pone.0087291.
- Andalusia Land use/Land cover map (scale 1:25.000). (2007). Disponible en <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam>.
- Araújo, M.B. & Peterson, A.T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Concepts & Synthesis*, 93:1527-1539.
- Armas, C., Miranda, J. D., Padilla, F. M. & Pugnaire, F. I. (Editores). (2011). Special issue: The Iberian Southeast. *Journal of Arid Environments*, 75:1241-1243.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200:1-19.
- Bardsen, B.J. & Tveraa, T. (2012). Density-dependence vs. density-independence - linking reproductive allocation to population abundance and vegetation greenness. *Journal of Animal Ecology*, 81:364-376.
- Barea-Azcón, J.M., Ballesteros-Duperón, E., Gil-Sánchez, J.M. & Virgós, E. (2010). Badger *Meles meles* feeding ecology in dry Mediterranean environments of the southwest edge of its distribution range. *ActaTherologica*. 55(1):45-52.
- Bateman, B.L., VanDerWal, J., Williams, S.E. & Johnson, C.N. (2012). Biotic interactions influence the projected distribution of a specialist mammal under climate change. *Diversity and Distributions*, 18:861-872.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2):261-269.
- Best, D. J. & Roberts, D. E. (1975). The Upper Tail Probabilities of Spearman's rho. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)*, 24:377-379.
- Blanco, J. C. & González, J. L. (1992). *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España, 714 p.
- Booth, G.D., Niccolucci, M.J. & Schuster, E.G. (1994). Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. Intermountain Research Station, USDA Forest Service, Ogden, Utah, USA.
- Boyce, M.S. (1978). Climatic variability and body size variation in the muskrast (*Ondatra zibethicus*) of North America. *Oecologia*, 36:1-19.
- Brown, J.H., Mehlman, D.W. & Steven, G.C. (1995). Spatial variance in abundance. *Ecology*, 76:2028-2043.
- Buermann, W., Saatchi, S., Smith, T.B., Zutta, B.R., Chaves, J.A., Milá, B. & Graham, C.H. (2008). Prediction species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography* 35(7):1160-1176.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag. New York.
- Cabello, J., Fernández, N., Alcaraz-Segura, D., Oyonarte, C., Piñeiro, G., Altesor, A., Delibes, M. & Paruelo, J.M. (2012a). The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodiversity and Conservation*, 21:3287-3305.
- Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Ferrero, R., Castro, A.J. & Liras, E. (2012b). The role of vegetation and lithology in the spatial and inter-annual response of EVI to climate in drylands of Southeastern Spain. *Journal of Arid Environment*, 79:76-83.
- Castro, A.J., Martín-López, B., García-Llorente, M., Aguilera, P.A., López, E. & Cabello, J. (2011). Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *Journal of Arid Environment*, 75(11):1201-1208.
- Castro, A.J., Paruelo, J.M., Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Oyarzabal, M. & López-Carrique, E. (2013). Missing gaps in the estimation of the carbon gains service from Light Use Efficiency models. En: Alcaraz-Segura, D. & Di Bella, C. (Editores). *Earth Observation of Ecosystem Services*, 105-124 p.
- Chen, W., Samuelson, F.W., Gallas, B.D., Kang, L., Sahiner, B. & Petrick, N. (2013). On the assessment of the added value of new predictive biomarkers. *BMC Medical Research Methodology*, 13:98.
- Ciampalini, B. & Lovari, S. (1985). Food habits and trophic niche overlap of the badger (*Meles meles* L.) and the red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. *Z. Säugetier-Kunde*, 50:226-234.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18:117-143.
- Corbacho, C., Sánchez, J.M. & Costillo, E. (2003). Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95:495-507.
- Cox, R.L. & Underwood, E.C. (2011). The importance of Conservation Biodiversity Outside of Protected Areas in Mediterranean Ecosystems. *PLOS ONE*, 6(1):e14508.
- Crabtree, R., Potter, C., Mullen, R., Sheldon, J., Huang, S., Harmsen, J., Rodman, A. & Jean, C. (2009). A modeling and spatio-temporal analysis framework for monitoring environmental change using NPP as an ecosystem indicator. *Remote Sensing of Environment*: 113:1486-1496.
- Da Silva, J., Woodroffe, R. & Macdonald, D. W. (1993). Habitat, food availability and group territoriality in the European badger, *Meles meles*. *Oecologia*, 95:558-564.
- Davidowitz, G. & Rosenzweig, M.L. (1998). The latitudinal gradient of species diversity among North American grasshoppers within a single habitat: a test of the spatial heterogeneity hypothesis. *Journal of Biogeography*, 25:553-560.
- De Stefano, D. (2004). *Freshwater and tourism in the Mediterranean*. Rome, Italy: WWF Mediterranean Programme.
- De Luis, M., García-Cano, M.F., Cortina, J., Raventós, J., González-Hidalgo, J. C. & Sánchez, J.R. (2001). Climatic trends, disturbances and short-term vegetation dynamics in a Mediterranean shrubland. *Forest Ecology and Management*, 147(1):25-37.
- Del Cerro, I., Marmi, A., Ferrando, P. & Chashchin P. (2010). Nuclear and mitochondrial phylogenies provide evidence for four species of Eurasian badgers (Carnivora). *Zoologica Scripta*, 39:415-425.
- DeLong, E.R., DeLong, D.M. & Clarke-Pearson, D.L. (1998). Comparing the areas under two or more correlated receiver operating characteristic curves: a non-parametric approach. *Biometrics*, 44:837-845.
- Deser, C., Phillips, A., Bourdette, V. & Teng, H. (2012) Uncertainty in climate change projections: the role of internal variability. *Climate Dynamics*, 38(3-4):527-546.
- Edwards, C. A. & Lofty, J. R. (1977). *Biology of earthworms*. Chapman and Hall, London, U.K.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P. Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y. & Overton, J.M., Townsend, A., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann N.E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29:129-151.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40:677-697.
- Elith, J., Kearney, M. & Phillips, S. (2010). The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 1:330-342.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17:43-57.
- Falcucci, F., Maiorano, L. & Boitani, L. (2007). Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 22:617-631.
- Ferguson, S.H. & McLoughlin, P.D. (2000). Effect of energy availability, seasonality and geographic range on brown bear life history. *Ecography*, 23:193-200.
- Feroe, S. & Montgomery, W.I. (1999). Habitat effects on the spatial ecology of the European badger (*Meles meles*). *Journal of Zoology*, 247:537-549.
- Ferrier, S. & Watson, G. (1997). An Evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modeling techniques in predicting the distribution of biological diversity. Environment Australia, Canberra Australia. Disponible en: <http://www.environment.gov.au/archive/biodiversity/publications/technical/surrogates/>.
- Fischer, C., Ferrari, N. & Weber, J. M. (2005). Exploitation of food resources by badgers (*Meles meles*) in the Swiss Jura Mountains. *Journal of Zoology of London*, 266(2):121-131.
- Fryxell, J.M., Wilmshurst, J.F., Sinclair, A.R.E., Haydon, D.T., Holt, R.D. & Abrams, P.A. (2005). Landscape scale, heterogeneity, and the viability of Serengeti grazers. *Ecology Letters*, 8:328-335.
- García-Rangel, S. & Pettorelli, N. (2013). Thinking spatially: The importance of geospatial techniques of carnivore conservation. *Ecological Informatics*, 14:84-89.
- Giorgi, F. & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet Change*. 63(2-3):90-104.
- Goszczyński, B., Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. (2000). Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. *Journal of Zoology of London*, 250(4):495-505.
- Graham, C.H. & Hijmans, R.J. (2006). A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15:578.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. (1990). *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall, London.
- Hernández, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. & Albert D.L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29:773-785.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Herrera, C.M. (1989). Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. *Oikos*, 55:250-262.
- Hill, M.P., Axford, J.K. & Hoffmann, A.A. (2014). Predicting the spread of *Aedes albopictus* in Australia under current and future climates: Multiple approaches and datasets to incorporate potential evolutionary divergence. *Austral Ecology*, 39:469-478.
- Huete, A.R., Liu, H.Q., Batchil, K. & van Leeuwen, W. (1997). A comparison of vegetation indices global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 59:440-451.
- Huete, A.R., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X. & Ferreira, L.G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83:195-213.
- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J.P., Stott, Vorisek, P. & Gaston, K.J. (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*, 18:28-36.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, Pachauri, R.K & Reisinger, A. (Editores). IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p.
- IPCC, (2007): *Cambio climático 2007: Informe de síntesis*. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. & Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.
- IPCC, (2013): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker T.F., Qin G.K. Plattner M., Tignor S.K., Allen J., Boschung A., Nauels Y., Xia V., Bex P.M. (Editores). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p.
- IPCC, (2013): *Summary for Policymakers*. En: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (Editores). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 33 p.
- Januchowski, S., Pressey, B., Vanderwal, J. & Edwards, A. (2010). Characterizing errors in topographic models and estimating the financial costs of accuracy. *International Journal of Geographical Information Science*, 24:1327-1347.
- Jepsen J.U., Madsen A.B., Karlsson M. & Groth D. (2005). Predicting distribution and density of badger (*Meles meles*) setts in Denmark. *Biodiversity and Conservation*, 14:3235-3253.
- Joanes, D.N. & Gill, C.A. (1998). Comparing measures of sample skewness and kurtosis. *The Statistician*, 47:183-189.
- Johnson, D.D., Jetz, W. & Macdonald, D.W. 2002. Environmental correlates of badger social spacing across Europe. *Journal of Biogeography*, 29(3):411-425.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Junta de Andalucía. (2014). El clima de Andalucía en el siglo XXI. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. (Editores). Sevilla.
- Kruskal, J.B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypotheses. *Psychometrika*, 29(1):1-27.
- Kruuk, H. (1978). Spatial organisation and territorial behavior of the European badger, *Meles meles*. *Journal of Zoology*, 184:1-19.
- Kruuk H. (1989). The social badger: ecology and behaviour of a group-living carnivore (*Meles meles*). Oxford University Press.
- Kruuk, H. & de Kock, L. (1981). Food and habits of badgers (*Meles meles*) on Monte Baldo, northern Italy. *Z. Säugetierkunde*, 46:295-301.
- Kruuk H. & Parish T. (1981). Feeding specialization of the European badger *Meles meles* in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 50:773-788.
- Kruuk, H. & Parish, T. (1985). Food, food availability and weight of badgers (*Meles meles*) in relation to agricultural changes. *Journal of Applied Ecology*, 22:705-715.
- Lafage, D., Secondi, J., Georges, A., Bouzillé, J.B. & Pétilion, J. (2013). Satellite-derived vegetation indices as surrogate of species richness and abundance of ground beetles in temperate floodplains. *Insect Conservation and Diversity*, doi: 10.1111/icad.12056.
- Lara-Romero, C., Virgós, E., Escribano-Ávila, G., Mangas, J.G., Barja, I. & Pardavila, X. (2012). Habitat selection by European badgers in Mediterranean semi-arid ecosystems. *Journal of Arid Environment*, 76:43-48.
- Lavorel, S., Canadell, J., Rambal, S. & Terradas, J. (1998). Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7:157-166.
- Levinsky, I., Skov, F., Svenning J.C. & Rahbek C. (2007). Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity and Conservation*, 16:3803-3816.
- Lloyd, D. (1990). A phenological classification of terrestrial vegetation cover using shortwave vegetation index imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 11:2269-2279.
- Macdonald, D.W. (1983). The ecology of carnivore social behaviour. *Nature*, 301:379-384.
- Macdonald, D.W. & Carr, G.M. (1999). Food security and the rewards of tolerance. En: *Comparative socioecology: the behavioural ecology of humans and animals*, vol 8. Standen, V. & Foley, R. (Editores). Blackwell Scientific, 75-79 p.
- Macdonald, D.W. & Newman, C. (2002) Population dynamics of badgers (*Meles meles*) in Oxford shires, U.K.: numbers, density and cohort life histories, and a possible role of climate change in population growth. *Journal of Zoology of London*, 256(1):121-138.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Macdonald, D.W., Newman, C., Buesching, C.D. & Nouvellet, A. (2010). Are badgers 'Under The Weather'? Direct and indirect impacts of climate variation on European badger (*Meles meles*) population dynamics. *Global Change Biology*, 16:2913-2922.
- Maiorano, L., Falcucci, A., Zimmermann, N.E., Psomas, A., Pottier, J., Baisero, D., Rondinini, C., Guisan, A. & Boitani, L. (2011). The future of terrestrial mammals in the Mediterranean basin under climate change. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 366:2681-2692.
- McNaughton, S.J., Oesterheld, M., Frank, D.A. & Williams, K.J. (1989). Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, 341:142-144.
- Martín, R., Rodríguez, A. & Delibes, M. (1995). Local feeding specialization by badgers (*Meles meles*) in a Mediterranean environment. *Oecologia*, 101:45-50.
- Martínez, F., & Palacios, A.M. (2012). Guía práctica de la nueva PAC. Editorial Agrícola Española, S.A., Madrid.
- Martonne, E. (1926). Areisme et indice d'aridité. *Geographical Review*, 17:397-414.
- Mawdsley, J.R., O'Malley, R. & Ojima, D.S. (2009). A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 23:1080-1089.
- Melis, C., Cagnacci, F. & Bargagli, L. (2002). Il tasso. *Habitat*, 122:44-52
- Mellgren, R.L., & Roper, T.J. (1986). Spatial learning and discrimination of food patches in the European badger (*Meles meles* L.). *Animal Behaviour*, 34(4):1129-1134.
- Menke S.B., Holway R.N., Fisher R.N. & Jetz W. (2009). Characterizing and predicting species distributions across environments and scales: Argentine ant occurrences in the eye of the beholder. *Global Ecology and Biogeography*, 18:50-63.
- Meynard, C.N., Pillay, N., Perrigault, M., Caminade, P. & Ganem, G. (2012). Evidence of environmental niche differentiation in the striped mouse (*Rhabdomys spp.*): inference from its current distribution in southern Africa. *Ecology and Evolution*, 2(5):1008-1023.
- Monteith J.L. (1981). Evaporation and surface temperature. *Royal Meteorological Society*, 107:1-27.
- Morueta-Holme, N., Flojgaard, C. & Svenning, J.C. (2010). Climate Change Risks and Conservation Implications for a Threatened Small-Range Mammal Species. *PLOS ONE*, 5(4):e10360.
- Muirhead, R.H., Gallagher, J. & Burn, K.J. (1974). Tuberculosis in wild badgers in Gloucestershire: Epidemiology. *Veterinary Record*, 95:552-555.
- Muscarella, R., Galante, P.J., Soley-Guardia, M., Boria, R.A. Kass, J.M., Uriarte, M. & Anderson, R.P. (2014). ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for MAXENT ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*, doi: 10.1111/2041-210X.12261.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Myers, R.H. & Montgomery, D.C. (1997). A tutorial on generalized linear models. *Journal of Quality Technology*, 29:274-291.
- National Research Council. (1991). Policy Implications of Greenhouse Warming. Report of the Committee on Science, Engineering and Public Policy, National Research Council/National Academy of Sciences (NRC/NAS), National Academy Press, Washington, DC, USA, 127 p.
- Nemani, R.R., Keeling, C.D., Hashimoto, H., Jolly, W.M., Piper, S.C., Tucker, C.J., Myneni, R.B. & Running, S.W. (2003). Climate-Driven Increases in Global Terrestrial Net Primary Production from 1982 to 1999. *Science*, 300:1560.
- Newton-Cross, G., White, P.C. & Harris, S. (2007). Modelling the distribution of badgers *Meles meles*: comparing predictions from field-based and remotely derived habitat data. *Mammal Review*, 37(1):54-70.
- Nilsen, E.B., Herfindal, I. & Linnell, J.D. (2005). Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote-sensing estimates of environmental productivity?. *Ecoscience*, 12(1):68-75.
- Nouvellet, P., Newman, C., Buesching, C.D. & Macdonald, D.W. (2013). A Multi-Metric Approach to Investigate the Effects of Weather Conditions on the Demographic of a Terrestrial Mammal, the European Badger (*Meles meles*). *PLOS ONE*, 8:e68116.
- Oindo, B.O. (2002). Predicting Mammal Species Richness and Abundance Using Multi-Temporal NDVI. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68(6):623-629.
- Olesen, J.E. & Bindi, M. (2002). Consequences of climatic change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy*, 16(4):239-262.
- Palomo, L.J., Gisbert, J. & Blanco, J.C. (2007). Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid, 588 p.
- Paruelo, J.M., Lauenroth, W.K., Burke, I.C. & Sala, O.E. (1999). Grassland precipitation-use efficiency varies across a resource gradient. *Ecosystems*, 2:64-68.
- Paruelo, J.M., Piñeiro, G., Oyonarte, C., Alcaraz, D., Cabello, J. & Escibano, P. (2005). Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science*, 8:93-102.
- Pearce, J.L., Cherry, K., Drielsma, M., Ferrier, S. & Whish, G. (2001). Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *Journal of Applied Ecology*, 38:412-424.
- Pearson, R. & Dawson, T. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global Ecology & Biogeography*, 12:361-371.
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Tucker, C.J. & Stenseth, N.C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(9):503-510.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Pettorelli, N., Gaillard, J.M., Mysterud, A., Duncan, P., Stenseth, N.C., Delorme, D., Van Laere, G., Toigo, C. & Klein, F. (2006). Using a proxy of plant productivity (NDVI) to track animal performance: the case of roe deer. *Oikos*, 112:565-572.
- Pettorelli N., Ryan S., Mueller T., Bunnefeld, N., Jedrzejewski, B. & Lima, M. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46:15-27.
- Phillips, S.J., Dudík, M. & Schapire R.E. (2004). A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. *Twenty-First International Conference on Machine Learning*, 655-662 p.
- Phillips, S.J. (2006) A brief tutorial on MaxEnt. AT & T Research. Disponible en: <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/tutorial/tutorial.doc>.
- Phillips S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modeling*, 190:231-259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, J.L. & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19(1):181-197.
- Pigozzi, G. (1991). The diet of the European badger in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica*, 36(3-4):293-306.
- Piquer-Rodríguez, M., Kuemmerle, T., Alcaraz-Segura, D., Zurita-Milla, R. & Cabello, J. (2012). Future land use effects on the connectivity of protected area networks in southeastern Spain. *Journal of Nature Conservation*, 20:326-336.
- Pita, R., Mira, A., Moreira, F., Morgado, R. & Beja, P. (2009). Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 132(1-2):57-65.
- Proyecto GLOCHARID (2014). Centro Andaluz para el Estudio y Seguimiento del Cambio Global. Informes I, II, III & IV. Disponible en: <http://caescg.org>.
- QGIS Development Team, (2014). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponible en: <http://qgis.osgeo.org>.
- Quintas-Soriano, C., Castro, A.J., García-Llorente, M., Cabello, J. & Castro, H. (2014). From supply to social demand: a landscape-scale analysis of the water regulation service, *Landscape Ecology*, 29:1069-1082.
- R Core Team, (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <http://www.R-project.org/>.
- Requena-Mullor, J.M., López, E., Castro, A.J., Cabello, J., Virgós, E., González-Miras, E., Castro, H. (2014). Predicting spatial distribution of European badger in arid landscapes: an ecosystem functioning approach. *Landscape Ecology*, 29(5):843-855.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Requena-Mullor, J.M., López, E., Castro, A.J., Virgós, E., Castro, H. (2015). Hábitos alimenticios del Tejón europeo en un paisaje árido Mediterráneo. *Galemys*, aceptado con revisión menor.
- Revilla, E., Palomares, F. & Delibes, M. (2000). Defining key habitats for low density populations of Eurasian badgers in Mediterranean environments. *Biological Conservation*, 95:269-277.
- Revilla, E., Palomares, F. & Delibes, M. (2001b). Edge-core effects and the effectiveness of traditional reserves in conservation: Eurasian badgers in Doñana National Park. *Conservation Biology*, 15:148-158.
- Revilla, E., Palomares, F. & Fernández, N. (2001a). Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badger (*Meles meles*) in a low density area. *Journal of Zoology of London*, 255:291-299.
- Revilla, E. & Palomares, F. (2002). Spatial organization, group living and ecological correlates in low-density populations of Eurasian badgers, *Meles meles*. *Journal of Animal Ecology*, 71:497-512.
- Revilla, E., Casanovas, J.G. & Virgós E. (2002). *Meles meles* Linnaeus, 1758. Tejón. En: L. J. Palomo y J. Gisbert. (Editores.) Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SECEM-SECEMU, Madrid, 274-277 p.
- Reyes, A., Cabello, J. & Alcaraz-Segura, D. (2015). Implicaciones del filtrado de calidad del índice de vegetación EVI para el seguimiento funcional de ecosistemas. *Revista de teledetección*, en prensa.
- Rodríguez, A. & Delibes, M. (1992) Food habits of badgers (*Meles meles*) in an arid habitat. *Journal of Zoology*, 227:347-350.
- Rodríguez, J.P., Brotons, L., Bustamante, J. & Seoane, J. (2007). The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity. *Diversity and Distributions*, 13:243-251.
- Roemer, G.W., Gompper, M.E. & Valkenburgh, B.V. (2009). The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience*, 59:165-173.
- Roper, T.J. (1994). The European badger *Meles meles*: food specialist or generalist?. *Journal of Zoology of London*, 234(3):437-452.
- Rosalino, L.M., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2004). Spatial structure and land cover use in a low density Mediterranean population of Eurasian badgers. *Canadian Journal of Zoology*, 82(9):1493-1502.
- Rosalino, L.M., Loureiro, F., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2005). Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammal Biology*, 70(1):12-23.
- Rosalino, L.M., Santos, M.J., Beiber, P. & Santos-Reis, M. (2008) Eurasian badger habitat selection in Mediterranean environments: Does scale really matter?. *Mammal Biology*, 73:189-198.
- Rosalino, L.M., & Santos-Reis, M. (2009). Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Review*, 39(1): 67-78.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Ruimy, A., Saugier, B. & Dedieu, G. (1994). Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. *Journal of Geophysical Research*, 99:5263-5283.
- Running, S.W., Thornton, P.E., Nemani, R. & Glassy, J.M. (2000) Global terrestrial gross and net primary productivity from the earth observing system. En: Sala, O., Jackson, R., Mooney, H. (Editores) *Methods in Ecosystem Science*, New York. Springer-Verlag, 44-57 p.
- Sala, O.E., Stuart, F., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459):1770-1774.
- Schloss, A.L., Kicklighter, D.W., Kaduk, J. & the participants of the Postdam NPP Model Intercomparison. (1999). Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): comparison of NPP to climate and the Normalized Difference Vegetation Index. *Global Change Biology*, 5(Suppl. 1):25-34.
- Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communications. *The Bell System Technical Journal*, 27:379-423.
- Shapiro, S.S. & Wilk, M.B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3-4):591-611.
- Silvestre, J. (2002). Las emigraciones interiores en España durante los siglos XIX y XX: una revisión bibliográfica. *Ager*, 2:227-248.
- Sims, D.A., Rahman, A.F., Cordova, V.D., Bassil, B.Z., Baldocchi, D.D., Flanagan, L.B., Goldstein, A.H., Hollinger, D.Y., Misson, L., Monson, R.K., Oechel, W.C., Schmid, H.P., Wofsy, S.C., & Xu, L. (2006). On the use of MODIS EVI to asses gross primary productivity of North American ecosystem. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 111:G04015.
- Singh, N.J., Yoccoz, N.G., Bhatnagar, Y.V. & Fox, J.L. (2009). Using habitat suitability models to sample rare species in high-altitude ecosystems: a case study with Tibetan argali. *Biodiversity and Conservation*, 18(11):2893-2908.
- Snedecor, G.W. & Cochran, W.G. (1989). *Statistical Methods*, Eighth Edition, Iowa State University Press.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995). *Biometry*. 3rd edition. W.H. Freeman, New York.
- Tapia, L., Domínguez, J., Regos, A. & Vidal, M. (2013). Using remote sensing data to model European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) occurrence in a highly fragmented landscape in northwestern Spain. *Acta Theriologica*, doi: 10.1007/s13364-013-0169-2.
- Underwood, A.J. (1997). *Experiments in Ecology. Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Veloz, S.D. (2009). Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography*, 36:2290-2299.
- Virginia, R.A. & Wall, D.H. (2001). Ecosystem function, principles of. *Encyclopedia of Biodiversity* (ed. by S.A.Levin), Academic Press, San Diego, 345-352 p.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Virgós, E. (1994). Consideraciones sobre la situación del tejón (*Meles meles*) en algunas áreas del centro de la Península Ibérica. *Aegyptus*, 12:37-40.
- Virgós, E. & Casanovas, J.G. (1999a). Environmental constraints at the edge of a species distribution, the Eurasian badger (*Meles meles* L.): a biogeographic approach. *Journal of Biogeography*, 6:559-564.
- Virgós, E., Casanovas, J.G. (1999b). Badger *Meles meles* sett site selection in low density Mediterranean areas of Central Spain. *Acta Theriologica*, 44(2):173-182.
- Virgós, E., Tellería, J.L. & Santos, T. (2002). Effects of geographic location, vegetation type, isolation and fragment features on the richness and occurrence of medium-sized mammals in forest fragments of central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 11:1063-1079.
- Virgós, E., Mangas, J.G., Blanco-Aguilar, J.A., Garrote, G., Almagro, N. & Pérez-Viso, R. (2004). Food habits of the European badger (*Meles meles*) along an altitudinal gradient of Mediterranean environments: a field test of the earthworm specialization hypothesis. *Canadian Journal of Zoology*, 82:41-51.
- Virgós, E. (2005). Tejón – *Meles meles*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Editores). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org/>.
- Virgós, E., Revilla, E., Domingo-Roura, X. & Mangas, J. G. (2005c). Conservación del tejón en España: síntesis de resultados y principales conclusiones. En: Virgós, E., Revilla, E., Mangas, J.G. & Domingo-Roura X. (Editores). *Ecología y conservación del tejón en ecosistemas mediterráneos*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga., 283-294 p.
- Virgós, E., Revilla, E., Mangas, J.G., Barea-Azcón, J.M., Rosalino, L.M. & De Marinis, A.M. (2005a). Revisión de la dieta del Tejón (*Meles meles*) en la Península Ibérica: comparación con otras localidades de su área de distribución natural. En: Virgós, E., Revilla, E., Mangas, J.G. & Domingo-Roura X. (Editores). *Ecología y conservación del tejón en ecosistemas mediterráneos*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga, 67-80 p.
- Virgós, E., Revilla, E., Mangas, J.G., Domingo-Roura, X. (Editores). (2005b). Introducción. *Ecología y conservación del tejón en ecosistemas mediterráneos*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga, 9-12 p.
- Virgós, E. & Revilla, E. (2005). Métodos de estudio de la abundancia del Tejón (*Meles meles*). En: Virgós, E., Revilla, E., Mangas, J.G. & Domingo-Roura X. (Editores). *Ecología y conservación del tejón en ecosistemas mediterráneos*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga, 51-65 p.
- Vitousek, P.M. (1994). Beyond Global warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75:1861-1876.
- Wang, T., Ye, X., Skidmore, A.K. & Toxopeus, A.G. (2010). Characterizing the spatial distribution of giant pandas (*Ailuropoda melanoleuca*) in fragmented forest landscape. *Journal of Biogeography* 37:865-878.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

- Warren, D.L., Glor, R.E. & Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, 62:2868-2883.
- Warren, D.L., Glor, R.E. & Turelli, M. (2010). ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography*, 33:607-611.
- Warren, D.L. & Seifert, S.N. (2011). Ecological niche modeling with Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21(2):335-342.
- Wiegand, T., Naves, J., Garbulsky, M.F. & Fernández, N. (2008). Animal habitat quality and ecosystem functioning: exploring seasonal patterns using NDVI. *Ecological Monographs*, 78(1):87-103.
- Wilesmith, J.W. (1983). Epidemiological features of bovine tuberculosis in cattle herds in Great Britain. *Journal of Hygiene*, 90:159-176.
- Wiley, E.O., McNyset, K.M., Peterson, A.T., Robins, C.R. & Stewart, A.M. (2003). Niche modeling and geographic range predictions in the marine environment using a machine-learning algorithm. *Oceanography*, 16(3):120-127.
- Willems, E.P., Barton, R.A. & Hill, R.A. (2009). Remotely sensed productivity, regional home range selection, and local range use by an omnivorous primate. *Behavioral Ecology*, 20:985-992.
- Wilson, D.S. & Yoshimura, J. (1994). On the coexistence of specialist and generalist. *The American Naturalist*, 144(4):692-707.
- Wood, S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 73(1):3-36.
- Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. (1993). Badger sociality: models of spatial grouping. *Symposium of the Zoological Society of London*, 65:145-169.
- Woodroffe, R. (1995). Body condition affects implantation date in the European badger, *Meles meles*. *Journal of Zoology*, 236:183-188.
- Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. (1995). Female/female competition in European badgers *Meles meles*: effects on breeding success. *Journal of Animal Ecology*, 64:12-20.
- Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. (2000). Helpers provide no detectable benefits in the European badger (*Meles meles*). *Journal of Zoology*, 250:113-119.
- Yackulic, C.B., Chandler, R., Zipkin, E.F., Royle, J.A., Nichols, J.D., Grant, E.C. & Veranet, S. (2012). Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences?. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(3):236-243.
- Yates, C.J., McNeill, A., Elith, J. & Midgley, G. (2010). Assessing the impacts of climate change and land transformation on *Banksia* in the South West Australian Floristic Region. *Diversity and Distribution*, 16:187-201.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Zaccarelli, N., Li, B.L., Petrosillo, I. & Zurlini, G. (2013). Order and disorder in ecological time-series: Introducing normalized spectral entropy. *Ecological Indicators*, 28:22-30.

Zamora, J., Verdú, J.R. & Galante, E. (2007). Species richness in Mediterranean agroecosystems: spatial and temporal analysis for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 134(1):113-121

CAPÍTULO II

Análisis de los usos del suelo, servicios de los ecosistemas y bienestar humano en los socio-ecosistemas áridos de la Península Iberica Proyecto Glocharid.

Doctoranda: Cristina Quintas Soriano.

Resumen

El Cambio Global, referido a los impactos que las acciones humanas tienen sobre los procesos globales que regulan el funcionamiento del sistema Tierra, plantea importantes retos para la sostenibilidad. En este contexto, el concepto de sistema socio-ecológico ha surgido como un puente para el estudio de las relaciones entre el sistema natural y humano, incluyendo a los servicios de los ecosistemas como determinantes del bienestar humano, y a las acciones, intervenciones y decisiones políticas como los factores que influyen en el funcionamiento de los ecosistemas. De esta manera, el concepto de servicio de los ecosistemas se ha convertido en el nuevo paradigma de conservación para enmarcar la investigación y la formulación de nuevas políticas de planificación territorial. Sin embargo, a pesar del creciente interés y del número de investigaciones llevadas a cabo, la pérdida de biodiversidad y el desgaste de los ecosistemas y de los servicios que estos proveen continua imparable. Uno de los desafíos clave en la gestión de los sistemas socio-ecológicos es avanzar en modelos de desarrollo humano que no comprometan la base ecológica, es decir, los procesos ecológicos responsables del suministro de servicios de los ecosistemas. Para ello, es necesaria una mejor comprensión de las complejas interacciones entre funcionamiento ecológico y los servicios de los ecosistemas que soportan el bienestar humano.

Esta Tesis avanza en el conocimiento de las complejas interacciones entre el sistema natural y social a través de la valoración de un conjunto de servicios de los ecosistemas en las zonas áridas del sureste Ibérico. El objetivo principal de la Tesis es explorar y entender la dinámica de la naturaleza-sociedad teniendo en cuenta el impacto de los cambios de uso del suelo sobre los servicios de los ecosistemas. Con este fin, y desde una perspectiva multidisciplinar que incluye la dimensión monetaria, socio-cultural y biofísica, se realiza una valoración de los principales servicios de los ecosistemas, explorando tanto su valor social y económico, así como avanzando en la caracterización biofísica del suministro. Para ello se han seleccionado ocho servicios de los ecosistemas esenciales en los ecosistemas áridos, siendo estos: agricultura intensiva, agricultura tradicional, regulación del clima, regulación de la calidad del aire, regulación hídrica, control de la erosión, turismo e identidad local. Los cuatro cambios de uso del suelo estudiados han sido: la intensificación urbana (la provincia de Almería es una de las regiones donde más ha crecido la construcción; 2.65% de la superficie del caso de estudio), la expansión de los invernaderos (el municipio de El Ejido alberga la mayor concentración de invernaderos a nivel mundial; 3.15% de la superficie), el abandono rural (el 44.52% de la superficie del caso de estudio son municipios identificados como en estado de abandono) y la designación de áreas protegidas (el 20% del área de estudio se encuentra protegido).

La zona de estudio se caracteriza por un clima Mediterráneo cálido seco, con una temperatura media anual entre 12 y 15°C y una precipitación media anual de entre 200–350mm. El caso de estudio cubre un área total de 12,207 km² y ha sido denominada como la región más árida de toda Europa continental. Se trata de una zona con elevada heterogeneidad espacial, compuesta por 5 unidades de paisaje o ecorregiones definidas por sus características ecológicas: litoral protegido (área caracterizada por el Parque Natural de Cabo de Gata), litoral no protegido (área importante para los grandes núcleos urbanos, el turismo de playa y los invernaderos), Almanzora (región donde la agricultura extensiva y los invernaderos coexisten), valles internos (áreas interiores donde la población rural vive y las actividades económicas dependen de la agricultura tradicional) y sierras próximas al litoral (áreas montañosas más elevadas cercanas a la costa).

Metodológicamente, se ha llevado a cabo: (1) una revisión de la literatura y un meta-análisis que

incluyó un total de 150 publicaciones científicas y 649 estimaciones de valor económico; (2) trabajo de campo desarrollado durante los meses de febrero a abril de 2012 para obtener información sobre las percepciones sociales de los servicios de los ecosistemas y los cambios de uso del suelo a través de un total de 538 encuestas cara a cara de la población local y turista; y (3) cartografía de los cambios de uso del suelo y del suministro de servicios de los ecosistemas mediante el empleo de diferentes modelos ecológicos y software GIS (ej., modelos InVEST, modelo APLIS, y ecuación USLE entre otros indicadores). El análisis de datos consistió principalmente en técnicas de estadística multivariante, como el análisis clúster, análisis de componentes principales o análisis de regresión.

Entre los principales resultados encontrados destaca el vacío de información en torno a los ecosistemas áridos del SE Ibérico, clasificados desde una perspectiva económica como uno de los tipos de ecosistemas menos estudiados a nivel nacional. También desde la dimensión monetaria, se identifica la infravaloración de algunos servicios de los ecosistemas en función de la metodología empleada - entre otros factores - resaltando la necesidad de utilizar otras técnicas de valoración, como las técnicas socio-culturales que nos permitan capturar y visualizar los múltiples tipos de valor que los servicios de los ecosistemas tienen más allá del mercado (valor cultural, histórico, espiritual, terapéutico, etc.). Resultados del capítulo 3.2 mostraron los importantes impactos negativos que decisiones de gestión en término de cambios de uso del suelo, como la extensión de los invernaderos o la intensificación urbana, tienen sobre el bienestar humano, especialmente vinculados a componentes de salud. Por ello, consideramos que para promover estrategias de gestión que mejoren el flujo de servicios de los ecosistemas, son necesarios más estudios que se centren en la comprensión de los procesos socio-ecológicos que sustentan el flujo de servicios, en las interacciones entre los múltiples servicios y en los efectos que las decisiones de gestión del territorio tienen sobre el suministro de servicios.

Los servicios de los ecosistemas relacionados con el agua son altamente relevantes en ecosistemas áridos del SE Ibérico. No obstante, los resultados del análisis de desacoples o trade-offs a escala de paisaje muestran importantes descompensaciones entre el suministro y la demanda del servicio, generando situaciones de insostenibilidad. En particular, resultados del capítulo 3.3 mostraron importantes desajustes para el caso de la unidad de paisaje de litoral no protegido. En esta zona se encontraron problemas de insostenibilidad en cuanto a la demanda del servicio (consumo de agua), la recarga del acuífero y la percepción social; es decir, en esta unidad de paisaje la población consume más agua de la que es recargada por el sistema acuífero y además considera al servicio como poco importante, cuando se trata del servicio vital para el mantenimiento del bienestar y economía de la región.

El análisis de las agrupaciones o bundles de servicios de los ecosistemas, nos permitió identificar y cartografiar agrupaciones de servicios de los ecosistemas vinculados a diferentes dinámicas socio-ecológicas y asociadas a distintas percepciones sociales. En concreto, resultados del capítulo 3.4 mostraron correlaciones negativas entre servicios. En particular, el servicio de agricultura intensiva se correlacionó negativamente con el resto de servicios de los ecosistemas, especialmente con servicios de regulación. Estos resultados son útiles para tratar de realizar una gestión sostenible de los sistemas socio-ecológicos, y muestran como la identificación de los factores biofísicos y socio-culturales es esencial para comprender los factores que alteran las interrelaciones y el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas. Se trata de una información clave que puede ser utilizada por los gestores y tomadores de decisiones para incluir a los servicios de los ecosistemas en la planificación del territorio.

Los resultados muestran que el empleo de las diferentes dimensiones de valoración - biofísica, socio-cultural y monetaria - de servicios de los ecosistemas son complementarias y útiles para la identificación de sinergias y trade-offs entre servicios. La información proporcionada podría facilitar las transiciones hacia la sostenibilidad en los ecosistemas áridos de España mediante la detección de conflictos potenciales asociados a las nuevas prácticas de gestión y planificación del territorio.

Introducción

Reconectando con la Biosfera.

"Primavera silenciosa" fue el primer súper ventas, vendiendo más de dos millones de copias, con el tema de la preocupación ambiental en el siglo XX. Este libro fue una advertencia elocuente y urgente sobre los peligros de los plaguicidas artificiales, pero además proporcionó una llamada de atención sobre la idea de que si la humanidad está envenenando a la naturaleza, la naturaleza a su vez envenenará a la humanidad (Carson 1962). "Nuestros actos negligentes y destructivos entran en los grandes ciclos de la Tierra y retornan en el tiempo para llevar el peligro hacia nosotros mismos", dijo Carson a la comisión. Después de haber sido acusada de alarmista, demandada por múltiples empresas, y de que algunos investigadores trataran de desacreditarla, la visión que dejó sobre el impacto del desarrollo en la naturaleza se extendió por todo el mundo. El mensaje de Carson era claro, y hoy en día se encuentra más vigente que nunca. Muchos autores consideran que fue esta publicación el punto de inflexión para que la conciencia de la degradación del medio ambiente y el movimiento medioambiental comenzara su andadura (Daily 1997). Algunos incluso lo han denominado como el libro más influyente de los últimos cincuenta años, y que llevó a una idea fundamental: la interconexión de los seres humanos y la naturaleza (Gore 1996).

Este discurso de preocupación ambiental sobre la degradación de los ecosistemas se formalizó y difundió a partir de entonces, y especialmente a raíz de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, celebrada en Río de Janeiro en 1992. Fue justo en ese momento, cuando se señalaron los límites de la racionalidad económica y el desafío que representa la degradación ambiental para el proyecto de la civilización moderna (Mallen Rivera 2012). A partir de entonces, dando respuesta a los Objetivos de Desarrollo del Milenio, se llevó a cabo la mayor eco- auditoría del planeta: la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Montes y Sala 2007). Dicha iniciativa, promovida por las Naciones Unidas entre los años 2001-2005, evaluó el estado de los ecosistemas y el papel de los servicios de los ecosistemas a escala global (MEA 2005). Entre los principales mensajes, se puso de manifiesto los impactos en la calidad de vida asociados a la degradación de los ecosistemas y la biodiversidad que albergan.

Desde entonces, han sido muchos los investigadores que han identificado y reconocido cómo las actividades humanas están afectando severamente a los ecosistemas del planeta y a su funcionamiento (Rockström et al. 2009; Blomqvist et al. 2013; Steffen et al. 2015). Al conjunto de todos estos cambios ambientales influenciados por las actividades humanas, que tienen efectos que trascienden el ámbito local o regional para afectar el funcionamiento global del sistema Tierra, se le ha denominado Cambio Global (Duarte 2009). En este contexto, se ha denominado como impulsor de cambio (Vitousek et al. 1997) a "cualquier factor natural o causado por el ser humano que directa o indirectamente provoca un impacto en un ecosistema" (Carpenter y Folke 2006). Estos impulsores de cambio se clasifican en directos e indirectos. Los impulsores directos influyen sobre los procesos ecológicos, siendo los más relevantes en ecosistemas áridos los cambios de uso del suelo y el cambio

climático, mientras que el resto de impulsores directos como los cambios en los ciclos biogeoquímicos, la contaminación o la introducción de especies exóticas invasoras tiene un nivel de impacto moderado sobre estos ecosistemas (Spanish NEA 2014). Los impulsores indirectos actúan de forma más difusa sobre los impulsores directos, siendo entre otros, la demografía de la población, la economía, los marcos legislativos, los cambios políticos, la tecnología y los cambios culturales en las creencias, valores, identidad o el estilo de vida (MEA 2003; Nelson et al. 2006).

De hecho, algunos investigadores han mostrado cómo hemos sobrepasado los límites biofísicos del planeta en ciertos umbrales de cambio de procesos globales claves, como la pérdida de biodiversidad, el cambio climático o los cambios en los ciclos biogeoquímicos (Rockström et al. 2009). Así, se ha denominado Antropoceno a la época geológica donde los humanos modelan cada aspecto de la biosfera (Crutzen 2002).

En el Antropoceno se ha producido la desconexión entre los humanos y la naturaleza. En los últimos 200 años, el desarrollo económico, junto con la innovación tecnológica y social y la mejora de la salud, han contribuido a aumentar el nivel de vida de gran parte de la población. En este mismo periodo de tiempo, los ecosistemas de la Tierra han empezado a mostrar signos de agotamiento, no solo a escala local, sino también a escalas geográficas más grandes. Según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, más de la mitad de los servicios de los ecosistemas del planeta que mantienen el bienestar humano están siendo degradados o utilizados de forma insostenible (MEA 2005), siendo para el caso de los ecosistemas de España el 45% de los servicios de los ecosistemas evaluados, y más concretamente para los ecosistemas áridos, el 41% de los servicios de los ecosistemas se están degradando (Cabello y Castro 2012; Spanish NEA 2014).

Carl Folke, Director Científico del Centro de la Resiliencia de Estocolmo (Stockholm Resilience Center; <http://www.stockholmresilience.org/>), y editor jefe de la revista Ecology and Society dice sentirse "avergonzado como ser humano de conocer ya dos generaciones con una mentalidad donde nos consideramos independientes de la biosfera". Por ello, y tal y como propone la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, urge la necesidad de generar cambios estructurales en políticas, prácticas y opciones de planificación territorial para enfrentarse a estos cambios. Una verdadera transición hacia la sostenibilidad requerirá la adopción de nuevos paradigmas de conservación que estén basados en la aceptación de los límites biofísicos de los ecosistemas, así como, en el desarrollo de aproximaciones integrales que trasciendan los enfoques sectoriales convencionales de valoración de los ecosistemas y sus servicios (Spanish NEA 2014).

Los sistemas socio-ecológicos: entendiendo las relaciones entre naturaleza y sociedad

Esta nueva situación llama a incorporar nuevas perspectivas y paradigmas para el desarrollo humano, y exige un cambio fundamental tanto en las perspectivas y visiones del mundo como en las instituciones. El desarrollo y progreso humano deben volver a conectarse con la capacidad de los ecosistemas y la biosfera para ser sostenibles (Folke et al. 2011). En una sociedad globalizada, no hay ecosistemas sin gente, y tampoco hay gente que no dependa del funcionamiento de los ecosistemas. Ambos se encuentran entrelazados y, por tanto, forman parte de los denominados sistemas socio-ecológicos o socio-ecosistemas. Estos sistemas son dinámicos y están conectados de lo local a lo global, en redes complejas de interacciones sujetas a cambios graduales y abruptos (Steffen et al. 2007; Folke et al. 2011). Bajo esta perspectiva, el concepto de sistema socio-ecológico o socio-ecosistema se utiliza para referirnos a un concepto holístico, sistémico e integrador del "ser humano- en-la naturaleza"

(Berkes y Folke 1998). La necesidad de lograr una gestión sostenible del planeta es urgente, y es hora de un cambio en la percepción: de la gente y la naturaleza vista como partes separadas, a que formen partes interdependientes de los sistemas socio-ecológicos (Steffen et al. 2011).

El marco de los sistemas socio-ecológicos o socio-ecosistemas surge y evoluciona en las últimas décadas para entender el proceso de co-evolución que los sistemas humanos y naturales han tenido conjuntamente (Mascia et al. 2003). Esto es de especial importancia para el caso de los ecosistemas Mediterráneos, que se han ido moldeando y adaptando con el paso del tiempo, y se han convertido en un sistema integrado de humanos en la naturaleza (Anderies et al. 2004). Este sistema se entiende como un sistema complejo y adaptativo en el que distintos componentes culturales, políticos, sociales, económicos, ecológicos, tecnológicos, etc., interactúan (Liu et al. 2007; Resilience Alliance 2007). Todo esto implica que el enfoque de la gestión de los ecosistemas no se centre en los componentes del sistema, sino en sus relaciones, interacciones y retroalimentaciones (Farhad 2012). Por ello, este concepto facilita el estudio de las interacciones entre naturaleza y sociedad, analizando las contribuciones hechas por los ecosistemas y su biodiversidad al bienestar humano y las actividades humanas que, a través de las instituciones, afectan a la integridad de los ecosistemas (Martín-López y Montes 2015). Bajo esta perspectiva, reconocemos que el bienestar humano depende, en parte, de los ecosistemas; y además la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad están directamente relacionados con el comportamiento humano y los procesos de gobernanza (Reyers et al. 2013).

El enfoque de los socio-ecosistemas asume un entramado de relaciones en torno a recursos que son necesarios para la vida humana, donde interactúan variables sociales y ambientales (Ostrom 2009). Los socio-ecosistemas están compuestos por múltiples subsistemas y su dinámica está influenciada por diversos factores, incluyendo las políticas de gobierno y los factores del contexto en el cual los procesos locales se moldean (Berkes et al. 2006).

Para gestionar los impactos del Cambio Global en el que estamos inmersos, no debemos entender a los humanos y al resto de especies como entidades independientes, sino como la conformación de un sistema integrado y unitario, esto es como un sistema socio-ecológico (Figura 1).

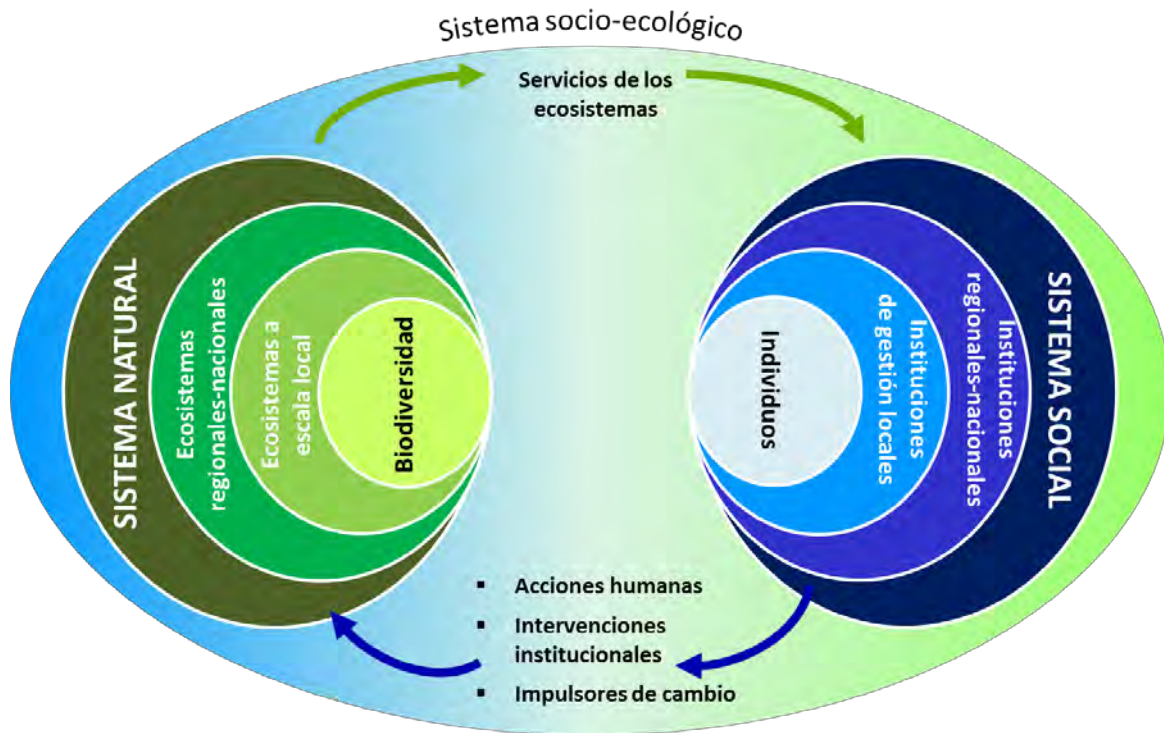


Figura 1. Diagrama conceptual que muestra los principales componentes de los sistemas socio-ecológicos o socio-ecosistemas. Por un lado el sistema natural suministra servicios de los ecosistemas al sistema social, el cual repercute a los ecosistemas mediante actividades humanas. Modificado de Resilience Alliance 2007 (Martín-López et al. 2009).

Estudiar las relaciones entre naturaleza y sociedad implica analizar esta doble vía: cómo el ser humano afecta a la integridad de los ecosistemas, y cómo el sistema natural o ecológico repercute en el bienestar humano. De esta manera el sistema ecológico está formado por ecosistemas, que conforman ecosistemas a distintas escalas espacio-temporales y que, en último término y a menor escala, albergan comunidades de especies. Por otro lado, el sistema social está formado por un conjunto de sistemas socio-económicos interconectados a distintas escalas. Estos dos sistemas interactúan, de tal forma que por un lado, el ecosistema y la biodiversidad que alberga generan un flujo de servicios de los ecosistemas, definidos como las contribuciones directas o indirectas de los ecosistemas y su biodiversidad al bienestar humano (de Groot et al. 2010), que repercuten en la sociedad, y por otro lado, el sistema social actúa directa o indirectamente en los ecosistemas a través de las distintas actividades humanas e intervenciones institucionales, afectando de nuevo al suministro de servicios (Figura 1).

Debido a la complejidad de los sistemas socio-ecológicos, existe aún ausencia de información básica sobre las relaciones existentes entre la biodiversidad, los servicios de los ecosistemas, los sistemas socio-culturales y socio-económicos y el bienestar humano. Esta complejidad dificulta una aproximación metodológica de medida, cuantificación y evaluación de los servicios de los ecosistemas, así como el análisis del efecto de los mismos sobre el bienestar humano. Ciertamente, este paradigma con alta complejidad ha sido muy útil para interrelacionar las diferentes disciplinas de las ciencias naturales y ciencias sociales y, por tanto, para la comprensión de las dinámicas socio-ecológicas. Pero también, esta trans-disciplinaridad y riqueza del marco, puede considerarse como uno de sus mayores retos, ya que el avance en el conocimiento en este marco requiere, entre otras cosas, un mayor debate

y diálogo entre las distintas perspectivas y disciplinas involucradas.

La aproximación de los servicios de los ecosistemas: del concepto teórico hacia su realidad aplicada

En la actualidad el modelo conceptual más aceptado que integra tanto la dimensión ecológica como la social es la aproximación de los servicios de los ecosistemas (MA 2005; Daily 1999; Martín-López et al. 2009). Este concepto ha desplazado nuestro paradigma de cómo la naturaleza es importante para las sociedades humanas, de tal forma que en lugar de considerar la conservación de la naturaleza como algo para lo que tenemos que sacrificar nuestro bienestar, ahora la naturaleza es integrada como soporte vital para el mantenimiento del bienestar de la población (Liu et al. 2010).

El concepto de servicios se ha convertido por tanto en el paradigma dominante para enmarcar la investigación y la elaboración de políticas en los campos de la biodiversidad, ecología y biología de la conservación. Desde este contexto, los ecosistemas y la biodiversidad son entendidos como un capital natural, es decir, como ecosistemas con integridad ecológica y resiliencia y por tanto con capacidad para generar un flujo de servicios al ser humano (Figura 2) (Martín-López et al. 2009). A las contribuciones que las personas obtienen de los ecosistemas se les denomina servicios de los ecosistemas (MEA 2005) y estos son valorados, percibidos, usados, disfrutados y demandados por el ser humano de manera directa o indirecta y/o consciente o inconscientemente.

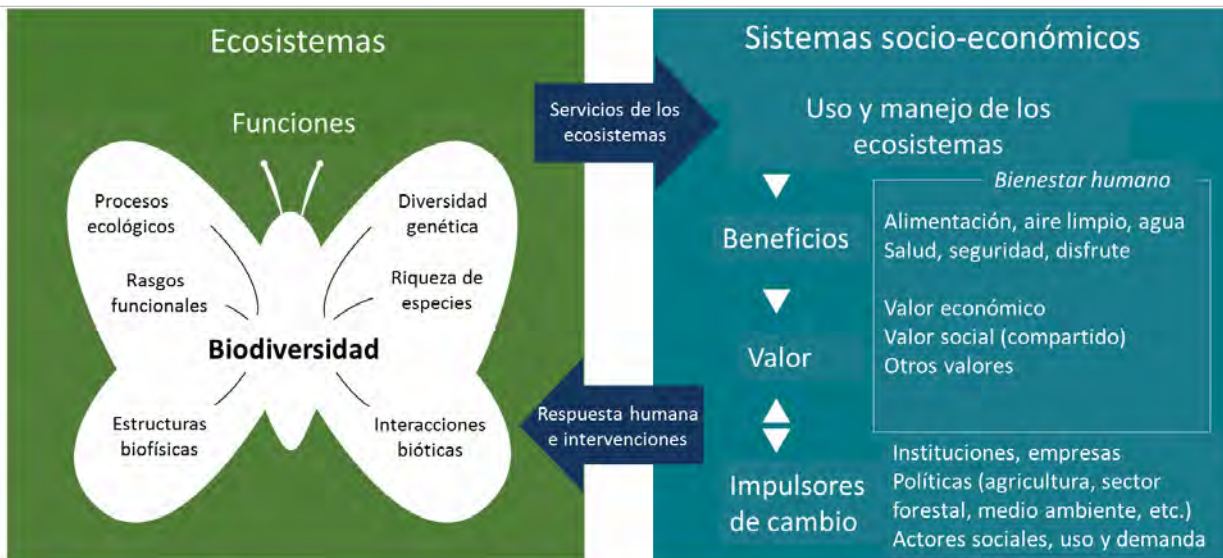


Figura 2. Marco conceptual de los servicios de los ecosistemas (Adaptado de Maes et al. 2013).

Este marco viene dado desde una perspectiva antropocéntrica o instrumental en la cual los ecosistemas se vinculan directamente con el bienestar humano mediante la generación de una amplia variedad de funciones de los ecosistemas, las cuales son definidas como la capacidad que tienen los ecosistemas de proveer servicios que satisfagan las necesidades de la sociedad (de Groot et al. 2002; Martín-López et al. 2009). A su vez, el sistema socio-económico, mediante la toma de decisiones y actividades, provoca una serie de cambios o impulsores que afectan a los ecosistemas y por tanto al flujo de servicios (Figura 2).

Aunque aún no existe una clasificación definitiva y universal para los servicios de los ecosistemas, la

más utilizada y de mayor aceptación es la propuesta por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005), aunque actualmente existen diversas iniciativas que basadas en esta clasificación inicial del MEA están tratando de unificar y universalizar la clasificación de servicios, como por ejemplo la Clasificación Común Internacional de los Servicios de los Ecosistemas (CICES) (Haines-Young y Potschin 2013). Esta clasificación no incluye los servicios de soporte para evitar el doble conteo en valoraciones monetarias, y por ser considerados estos como parte del funcionamiento ecológico de los ecosistemas (Fisher et al. 2009; Hein et al. 2006) (Figura 3).

	ABASTECIMIENTO	REGULACIÓN	CULTURAL
DEFINICIÓN	<i>Contribuciones directas suministradas por la estructura biótica o geótica de los ecosistemas</i>	<i>Contribuciones indirectas obtenidas a partir del funcionamiento de los ecosistemas</i>	<i>Contribuciones no materiales, intangibles, obtenidas por el contacto directo con los ecosistemas</i>
OUTPUTS	<i>Alimentos procedentes de agricultura intensiva y extensiva, agua dulce, ganadería, energías renovables</i>	<i>Regulación climática, regulación hídrica, depuración del agua, control de la erosión, calidad del hábitat</i>	<i>Actividades recreativas y turismo, disfrute estético, identidad local, conocimiento ecológico tradicional</i>
EJEMPLOS	<i>El Poniente almeriense es el mayor exponente europeo de la agricultura intensiva, produciendo miles de toneladas de hortalizas anuales (Wolosin 2008)</i>	<i>Los ecosistemas áridos tienen un papel clave en regulación del agua, ya que aprox. el 50% del agua consumida proviene de la recarga de acuíferos (Quintas-Soriano et al. 2014)</i>	<i>Turistas estuvieron dispuestos a pagar 6.85 euros de media por persona para realizar actividades recreativas y de ecoturismo en ecosistemas áridos de Almería (García-Llorente et al. 2012)</i>

Figura 3. Categorías de servicios de los ecosistemas y ejemplos concretos para el caso de los ecosistemas áridos. Adaptado de la Agencia Europea de Medio Ambiente, Lehman 2015.

CICES clasifica los servicios de los ecosistemas en tres grandes categorías: (1) servicios de abastecimiento, aquellas contribuciones al bienestar humano provenientes de la estructura biótica y geótica de los ecosistemas; (2) servicios de regulación, contribuciones indirectas fruto del funcionamiento de los ecosistemas; y (3) servicios culturales, contribuciones intangibles obtenidas a través de la experiencia con los ecosistemas y su biodiversidad (Figura 3).

A pesar del creciente número de publicaciones que presentan ideas y metodologías de valoración desde diferentes perspectivas, existe una creciente incertidumbre con respecto a las metodologías y las técnicas apropiadas a utilizar, lo que limita la comparabilidad y la aplicabilidad de los estudios de valoración de servicios (Seppelt et al. 2012). De hecho, uno de los principales retos que debe abordarse es el desarrollo de un marco que integre el valor multidimensional de los servicios de los ecosistemas, es decir, el valor biofísico, socio-cultural y económico (Chan et al. 2012; Castro et al. 2013a). Muchos investigadores han señalado la importancia de identificar la capacidad de los ecosistemas para

suministrar servicios (denominada como oferta) y su demanda social, destacando que el estado de un servicio está influenciada no sólo por las propiedades del ecosistema, sino también por las necesidades sociales (Paetzold et al. 2010; Burkhard et al. 2012a). En este sentido Burkhard et al. (2012b) define el lado de la oferta como la capacidad de un área en particular para suministrar un conjunto específico de servicios de los ecosistemas dentro de un período de tiempo determinado, y el lado de la demanda como la suma de todos los servicios de los ecosistemas que se consumen, se utilizan o valoran en un área particular durante un período de tiempo dado.

Diversas herramientas han sido desarrolladas para cuantificar y cartografiar la capacidad biofísica de los ecosistemas para generar servicios. En este sentido, la teledetección e imágenes de satélite han sido tradicionalmente usadas como proxy para estimar variables biofísicas (como por ejemplo la estimación de la biomasa o producción primaria; Alcaraz-Segura et al. 2013) que a su vez se utiliza como proxy para un estimar el suministro de servicios concretos (por ejemplo el almacenamiento de carbono; Castro et al. 2013b). Por otro lado, metodologías con el empleo de modelos ecológicos o el uso de diferentes indicadores permiten estimar el suministro de múltiples servicios (como el método APLIS, InVEST o ARIES) que son herramientas ampliamente utilizadas y que proporcionan información clave para la toma de decisiones (Malinga et al. 2015). Mucha investigación se ha centrado en cómo ciertos ecosistemas suministran un servicio determinado, pero en realidad, dada la multifuncionalidad de los ecosistemas que son responsables del suministro de múltiples servicios, el análisis de paquetes o bundles de servicios emerge como una herramienta para representar la multifuncionalidad de los ecosistemas y entender las múltiples relaciones entre servicios (trade-offs y sinergias) (Berry et al. 2015).

Por otro lado, el valor económico y socio-cultural de los servicios a través del uso, disfrute, demanda, valor, preferencias y conocimiento de los actores sociales se basa en aproximaciones socio- culturales o económicas. Las metodologías desde una perspectiva económica o monetaria se fundamentan en la estimación de un valor económico de servicios (Gómez-Baggethun et al. 2014). Por otro lado, la valoración socio-cultural incluye métodos no económicos para analizar las preferencias humanas hacia la demanda de servicios de los ecosistemas, el uso, disfrute y el valor en el que los aspectos morales, éticos, históricos o sociales juegan un papel importante (Castro et al. 2013b) (Figura 4).

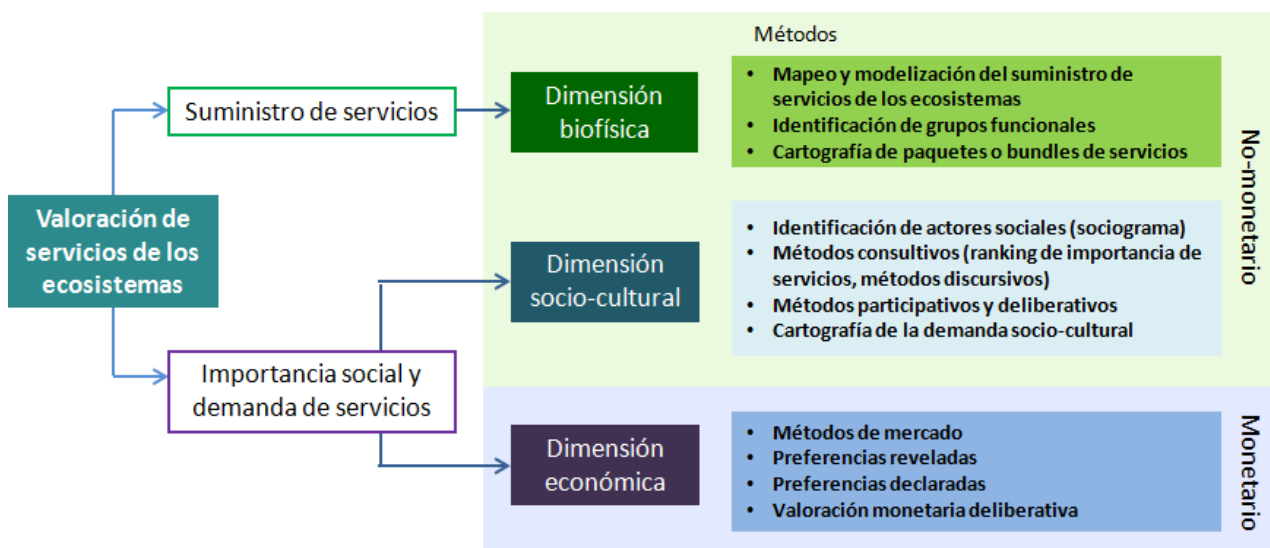


Figura 4. Metodologías de valoración y tipos de aproximaciones para la valoración de servicios de los ecosistemas. Modificado de Gómez-Baggethun et al. 2014; Castro et al. 2013a.

La aproximación de los servicios ha tenido un importante calado a nivel científico con un elevado número de estudios e investigaciones y con el desarrollo de múltiples iniciativas y plataformas a nivel internacional. En la actualidad muchas de estas iniciativas buscan la aplicabilidad del concepto de servicios en la toma de decisiones. Entre las más representativas se encuentra la iniciativa sobre la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB 2010; <http://www.teebweb.org/>), iniciativa que busca proporcionar argumentos del valor de la naturaleza a la sociedad y examinar si este valor puede ser incorporado en los procesos de toma de decisiones; el Panel Intergubernamental Científico sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES; <http://www.ipbes.net/>), cuyo objetivo es proporcionar mecanismos para identificar información y herramientas útiles para la gestión del territorio y la toma de decisiones (Potschin y Haines-Young 2016) y que además ha hecho desde un primer momento un alegato hacia el pluralismo de valores para comprender las múltiples formas en las que las sociedades humanas entienden la importancia de los ecosistemas y su biodiversidad; o la alianza de los servicios de los ecosistemas (ESP; <http://es-partnership.org/>), aunque esta última es una iniciativa a nivel científico, también tiene como objetivo mejorar la comunicación, coordinación y cooperación sobre servicios de los ecosistemas para construir una fuerte red de individuos y organizaciones que fomente la diversidad de enfoques y la aplicación de los servicios de los ecosistemas.

En este contexto, otras iniciativas y programas de investigación internacionales, como DIVERSITAS (An International programme of biodiversity science; <http://www.diversitas-international.org/>), Programa de Cambio Ecológico y Social (PECS; <http://www.pecs-science.org/>), Cambio Global Ambiental y Salud Humana (GECHH; <http://www.gechh.unu.edu/>), entre otros, han convergido en la iniciativa de Future Earth (<http://www.futureearth.org/>), un programa que tiene como objetivos desarrollar conocimiento para responder de manera efectiva a los riesgos y oportunidades del Cambio Global y apoyar la transición hacia la sostenibilidad global en las próximas décadas.

Ecosistemas áridos en un contexto de Cambio Global

Los ecosistemas áridos y semiáridos del mundo ocupan grandes extensiones de terreno a escala global, abarcando aproximadamente el 40% de la superficie terrestre (Figura 5). Se trata de ecosistemas que tienen un inmenso valor científico, económico y social, y que son claves desde el punto de vista socio-ecológico, ya que acogen a más del 38% de la población mundial (White y Nackoney 2003; MEA 2005). Estos ecosistemas se caracterizan por la escasez de agua, gran variabilidad climática con extremos estacionales y patrones impredecibles de lluvia. A pesar de tener altos niveles de aridez, contienen una gran variedad de biodiversidad, muy adaptada a la ecología de estos ecosistemas. De hecho albergan un número muy elevado de especies endémicas como resultado de la adaptación a las dificultades climáticas, situando a estos ecosistemas entre las regiones con mayor biodiversidad del mundo (Davies et al. 2012). Esta biodiversidad es de enorme importancia a nivel mundial, y es fundamental para mantener el bienestar y desarrollo de las millones de personas que alberga, especialmente en los países en desarrollo.

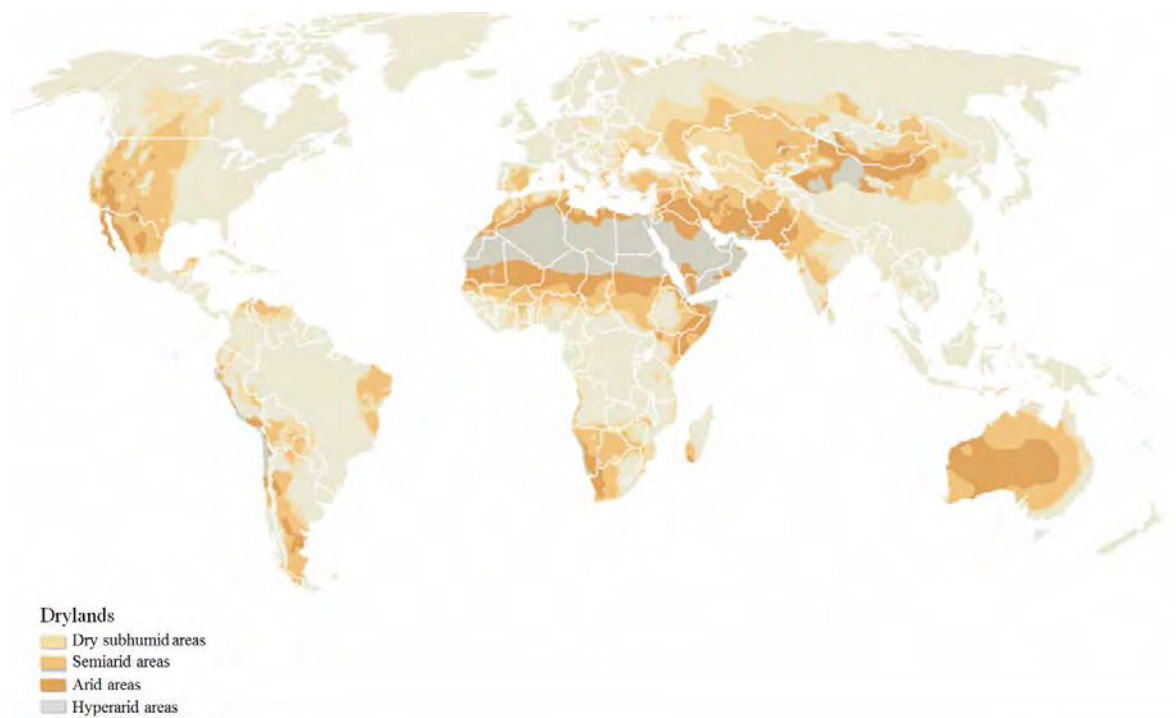


Figura 5. Localización de los drylands a nivel mundial (UN 2011).

Los ecosistemas áridos y semiáridos de la Península Ibérica se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables ante los efectos del Cambio Global. Estos ecosistemas, debido a sus características biofísicas, son altamente vulnerables a los impulsores de Cambio Global, principalmente por la fragmentación y pérdida de hábitats y por los efectos del cambio climático (MA 2005).

En España, los ecosistemas áridos y semiáridos han sido definidos como la zona más áridas de toda Europa continental (Armas et al. 2011). Por ello son ecosistemas especialmente singulares y de vital importancia para la conservación de algunas de las zonas de mayor biodiversidad a nivel mundial (Myers et al. 2000).

De forma histórica y debido a las bajas tasas de precipitación, estos ecosistemas han sido considerados como territorios marginales desde el punto de vista del abastecimiento productivo. Esta visión como áreas de poco valor no coincide con la realidad ecológica y social de los mismos. Estas zonas representan puntos calientes de biodiversidad (Mota et al. 2004) y proporcionan importantes servicios culturales al bienestar del ser humano (EMA 2012). Además cumplen una función vital en el suministro de servicios de regulación, entre los que destaca la regulación hídrica, el control de la erosión y la regulación climática por su importante papel en el ciclo del carbono (Castro et al. 2011; García-Llorente et al. 2012; García-Nieto et al. 2013; Spanish NEA 2014).

En España, los ecosistemas áridos y semiáridos presentan una degradación histórica motivada por la práctica de agricultura marginal y desmontes para usos no agrarios (Cabello y Castro 2012). Desde finales del siglo XIX, el principal impulsor directo ha sido los cambios de uso del suelo, asociados en primer lugar a la proliferación de la agricultura para abastecer a una población rural creciente y, desde mediados del siglo pasado, estos cambios han estado asociados a la expansión de la urbanización

alentada por el turismo, que ha degradado especialmente los ecosistemas áridos litorales. Por otro lado, la Política Agraria Común (PAC) y la intensificación de la agricultura han contribuido a que se produzca un abandono de la actividad agraria tradicional, promoviendo un abandono rural generalizado en el sur de España y de forma paralela en toda la región Mediterránea (EMA 2012; Queiroz et al. 2015). En los ecosistemas áridos y semiáridos del sureste de España, estos cambios de uso del suelo y la degradación de ecosistemas se han visto intensificados en las últimas décadas por el gran desarrollo económico, experimentado gracias a la incorporación de la región en redes internacionales de comercio de productos agrícolas producidos en invernaderos, generando una enorme presión sobre los ecosistemas (Sánchez Picón et al. 2011). Todo esto sumado al continuo uso insostenible de la tierra y la sobreexplotación del agua está impulsando la degradación de estos ecosistemas. Especialmente en estas zonas donde el principal limitante es el agua, este recurso es un elemento esencial en el funcionamiento del ecosistema (Ripl 2003). De hecho, el mantenimiento de los flujos de agua resulta vital para el suministro de múltiples servicios de los ecosistemas (Quijas et al. 2012; Spanish NEA 2014). Sin embargo, la gestión del agua a menudo no ha tenido en cuenta las múltiples funciones que tiene en los ecosistemas y se ha centrado, solamente, en gestionar su uso directo para consumo humano (Martín-López et al. 2013).

La preocupación por el Cambio Global ha estimulado la formación de programas y grupos de trabajo para hacer frente a las relaciones naturaleza-sociedad y sus implicaciones para la sostenibilidad. Entre las diferentes iniciativas que han surgido se encuentra la Alianza Mundial de los ecosistemas áridos (Global Dryland Alliance; <http://globaldrylandalliance.com/>) que tiene como objetivo identificar, difundir y aplicar soluciones para la agricultura, el agua y los retos energéticos en los países con estos ecosistemas; la Iniciativa Global de los ecosistemas áridos de la IUCN (IUCN Global Drylands Initiative; <http://www.iucn.org/>), con el objetivo de conservar y manejar de forma sostenible los ecosistemas áridos para mantener el bienestar de la sociedad; o las múltiples Evaluaciones sub- globales de los Ecosistemas del Milenio, con casos de países con clima árido como Chile centrada en San Pedro de Atacama o Egipto. Pero la realidad es que aunque diversos foros han reafirmado la importancia de estos ecosistemas y su biodiversidad, todavía sigue siendo insuficiente la atención que se presta a este importante bioma, que cubre una gran parte de la superficie terrestre de nuestro planeta (Davies et al. 2012).

Caso de estudio: ecosistemas áridos del SE Ibérico

La presente Tesis Doctoral ha utilizado los ecosistemas áridos y semiáridos del SE de la Península Ibérica como caso de estudio (Figura 6). El área de estudio cubre un área total de 12,207 km² y principalmente se encuentra localizada en las provincias de Almería y Granada. Esta región ha sido denominada como la región más árida de toda Europa continental (Armas et al. 2011). Esta zona se caracteriza por un clima Mediterráneo cálido seco, con una temperatura media anual entre 12 y 15°C y una precipitación media anual de entre 200–350mm.

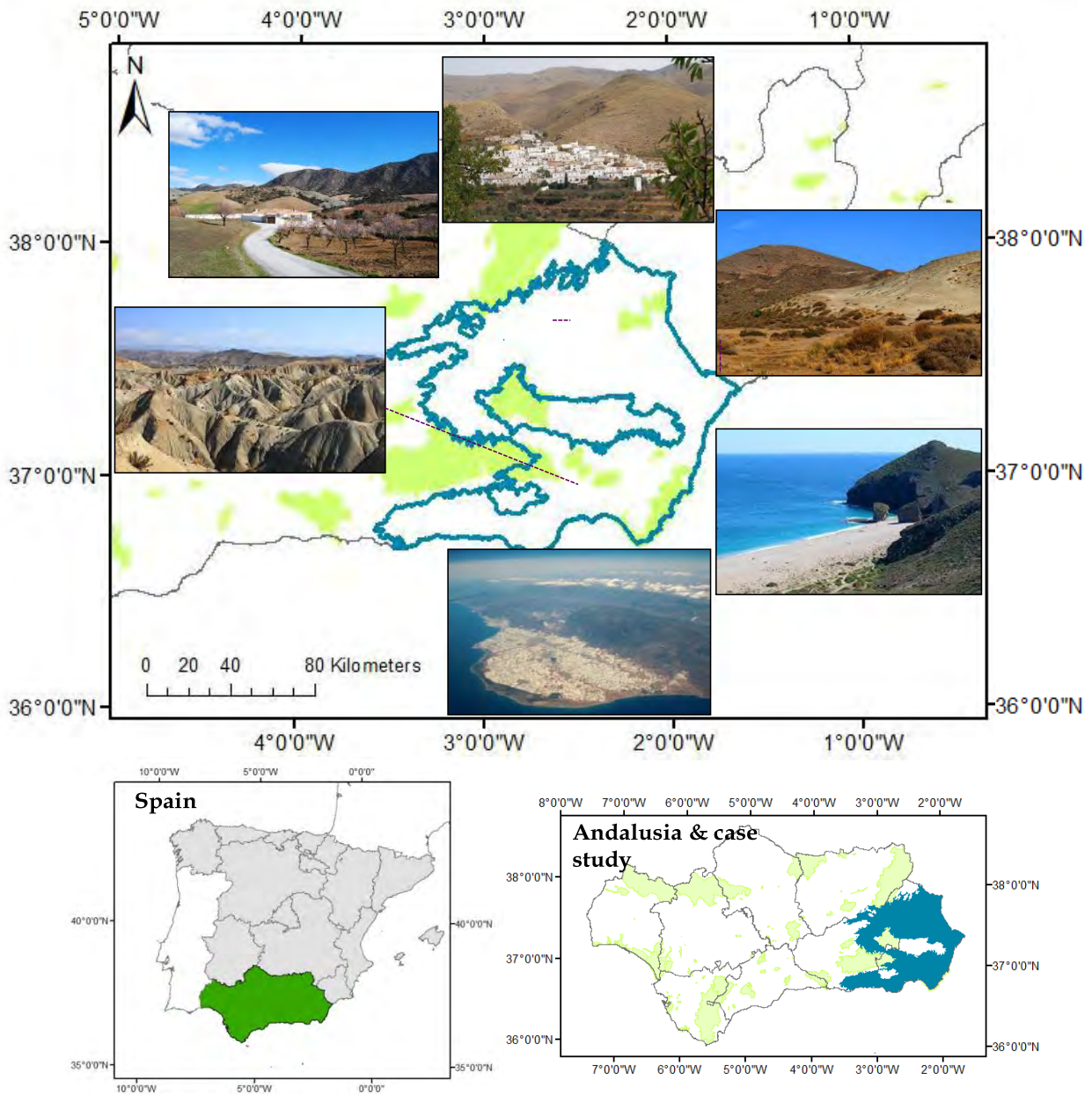


Figura 6. Localización del caso de estudio.

Los ecosistemas áridos y semiáridos del SE Ibérico se caracterizan por una elevada heterogeneidad topográfica. Esta zona se encuentra entre las regiones de Europa con una mayor diversidad de especies vegetales en donde se localizan abundantes endemismos locales, por lo que un paraje del área de estudio ha sido propuesto por diversas instituciones de investigación y por la Junta de Andalucía como Parque Nacional (Mota et al. 2004).

La región tradicionalmente ha estado dedicada a la agricultura de subsistencia, la minería de hierro y plomo, y la ganadería extensiva (Robles-Cruz et al. 2001). Actualmente, las actividades económicas imperantes son: (a) la agricultura intensiva bajo plástico, llegando a localizarse en esta zona la mayor concentración de invernaderos a nivel mundial (UNEP 2005), (b) toda la industria auxiliar asociada a empresas del sector agrícola como el control biológico de plagas y la comercialización de los productos agrícolas, así como (c) el turismo de sol y playa y el sector servicios asociados a la zona de costa, y por

último, (d) la industria asociada a la explotación de las canteras de mármol y piedra ornamental (Sánchez-Picón et al. 2011).

Se trata de una zona con unas características únicas, tanto por su gradiente extremadamente árido, como por ser una zona especialmente vulnerable al Cambio Global debido a la intensidad de los cambios de uso del suelo experimentados en las últimas décadas. Todo esto hace que el caso de estudio sea de especial interés, y que resulte imprescindible evaluar como impactan los cambios de uso del suelo sobre el bienestar de la población, utilizando diversas aproximaciones para promover la valoración multidisciplinar de los servicios de los ecosistemas.

Objetivo general y objetivos específicos

La mayoría de estudios realizados en el marco de los servicios de los ecosistemas se centran en la valoración de un único servicio y sin contextualizar en los cambios de uso del suelo. En este trabajo se realiza una valoración multidimensional de los servicios de los ecosistemas claves teniendo en cuenta el mayor impulsor de cambio para las zonas áridas y semiáridas del SE Ibérico. El objetivo general de la Tesis Doctoral es explorar y conocer la dinámica de las relaciones naturaleza-sociedad en los ecosistemas áridos y semiáridos de la Península Ibérica a través del análisis de los servicios de los ecosistemas, y teniendo en cuenta el impacto de los cambios de uso del suelo de las últimas décadas como principal impulsor del Cambio Global.

Con este objetivo, se ha implementado el marco de la evaluación de los servicios de los ecosistemas desde una perspectiva multidisciplinar, usando diversas técnicas de valoración que permitan analizar tanto su valor social y económico, como avanzar en la caracterización del suministro en términos biofísicos.

Los objetivos específicos planteados son:

1. Explorar el estado de conocimiento sobre el valor económico de los servicios de los ecosistemas a escala nacional, y en particular para el caso de los ecosistemas áridos y semiáridos, identificando las tendencias de los estudios realizados, las necesidades de investigación, así como los factores que describen y/o afectan al valor económico de servicios en ecosistemas de España (Capítulo 3.1).
2. Analizar los cambios de uso del suelo ocurridos en los últimos 50 años, que han atendido a diferentes modelos de desarrollo con una dicotomía conservación/ desarrollo, y por ello queremos identificar las motivaciones que han promovido estos cambios de uso e investigar su influencia en los servicios de los ecosistemas y sobre el bienestar humano (Capítulo 3.2).
3. Explorar la sostenibilidad del servicio de regulación hídrica en ecosistemas áridos y semiáridos como elemento clave, estudiando a escala de paisaje las posibles sinergias y trade-offs existentes entre el suministro biofísico y la demanda social de los recursos hídricos (Capítulo 3.3).
4. Debido a que la mayoría de trabajos sobre servicios de los ecosistemas se centran en el análisis de servicios individuales, existe la necesidad de llevar a cabo un análisis de

asociaciones de servicios. Asumiendo que la identificación de las agrupaciones de servicios que se suministran de forma simultánea (llamadas bundles) es uno de los principales retos en la valoración de servicios de los ecosistemas, proponemos dar un paso más allá e integrar la perspectiva social y biofísica para identificar las unidades del territorio que suministran de manera simultánea diferentes tipos de servicios de los ecosistemas asociados a patrones socio-ecológicos concretos (Capítulo 3.4).

Planteamiento de la Tesis

La Tesis Doctoral se presenta como un compendio de cuatro publicaciones. Cada publicación pretende dar respuesta a los objetivos previamente planteados en esta investigación. El hilo conductor de los cuatro capítulos de resultados se presenta en la siguiente figura, integrándose desde las diferentes dimensiones de valoración de servicios (Figura 1).

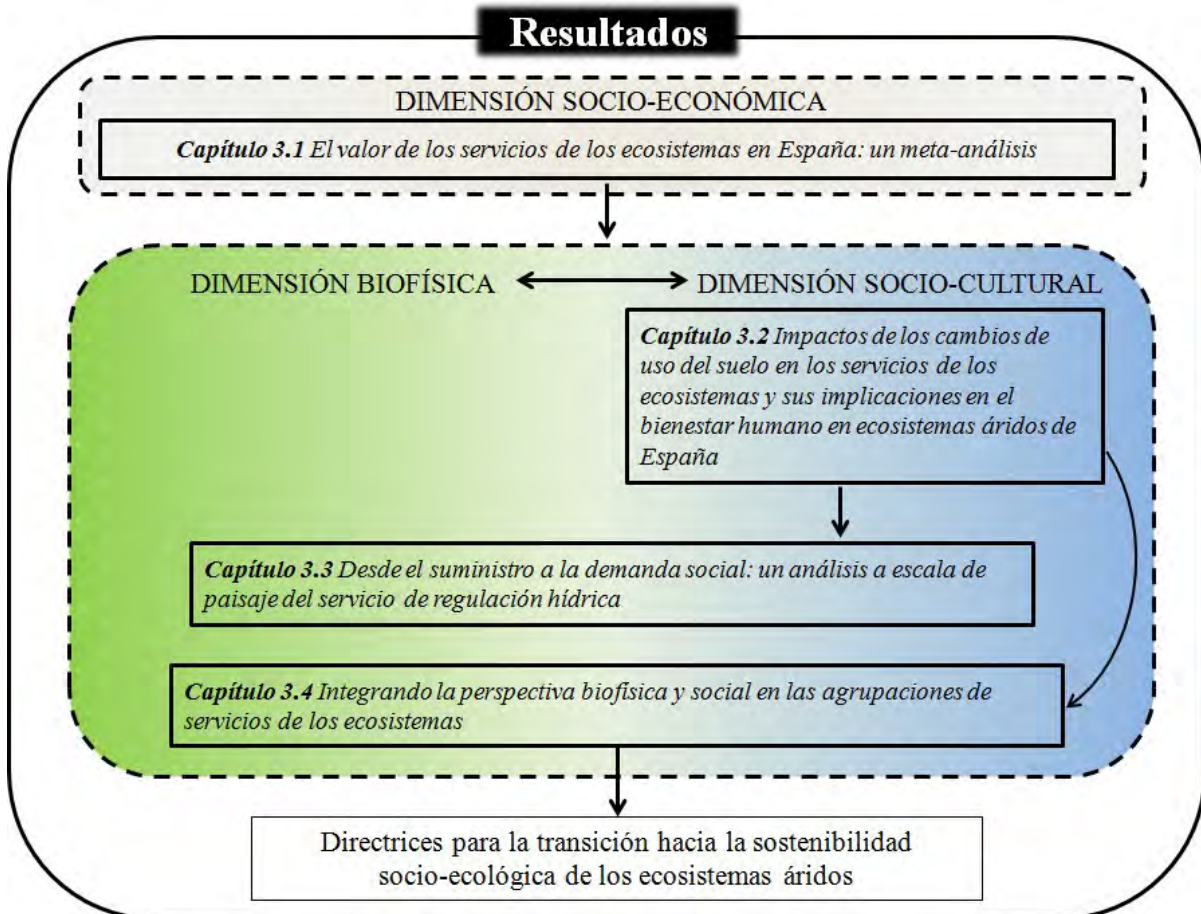


Figura 1. Estructura de los capítulos de resultados de la Tesis Doctoral y las aproximaciones empleadas en cada uno de los capítulos.

Capítulo 3.1 (Artículo I. *El valor de los servicios de los ecosistemas en España: un meta-análisis*). A partir de una revisión sistemática se identifican y analizan todos los estudios publicados sobre valoración económica de servicios en España, y se realiza un meta-análisis para explicar cuáles son las variables que afectan al valor económico. Este estudio permitió identificar un vacío de información en los ecosistemas áridos, siendo éstos uno de los ecosistemas menos estudiados a nivel nacional. Además, se demuestra como la metodología empleada para valorar los servicios – entre otros factores – influye de manera significativa sobre el valor económico de servicios. Por último, se revelan importantes carencias que presenta únicamente el uso de la aproximación económica, y se resalta la necesidad de utilizar otras aproximaciones, haciendo especial hincapié en la importancia de utilizar valoraciones socio-culturales para visibilizar los múltiples tipos de valor de los servicios.

Capítulo 3.2 (Artículo II. *Impactos de los cambios de uso del suelo en los servicios de los ecosistemas y*

sus implicaciones en el bienestar humano en ecosistemas áridos de España). A raíz de las necesidades identificadas en el capítulo 3.1 y teniendo en cuenta que los cambios de uso del suelo son el impulsor de cambio con mayor impacto en estos ecosistemas, surge la necesidad de comprender como las decisiones de gestión del territorio que han promovido estos cambios de uso, han influido en el bienestar de la población local. Para ello, primero se analiza desde una aproximación socio-cultural como se perciben los cambios de uso del suelo, cuáles son sus impactos sobre los servicios de los ecosistemas y como estas relaciones pueden ser vinculadas con los componentes del bienestar humano. En este trabajo se identifica al servicio de regulación hídrica como uno de los servicios considerados socialmente menos importantes y además con una elevada vulnerabilidad, siendo el servicio clave para mantener el bienestar en el área de estudio.

Capítulo 3.3 (*Artículo III. Desde el suministro a la demanda social: un análisis a escala de paisaje del servicio de regulación hídrica*). A partir de los resultados encontrados en el capítulo 3.2, donde se identifica al servicio de regulación hídrica entre los servicios más vulnerables, nace la necesidad de explorar desde una perspectiva multidisciplinar este servicio clave de la zona de estudio, que además actúa como servicio de soporte y es vital para mantener la provisión de otros servicios identificados como claves/vulnerables para el bienestar de la población. De esta forma, se analizan posibles conflictos entre la oferta y la demanda del servicio de regulación hídrica mediante el uso de metodologías de cartografía biofísica y aproximación socio-cultural. Esto permite realizar un análisis de sostenibilidad a través de las distintas unidades de paisaje que describen la zona de estudio.

Capítulo 3.4 (*Artículo IV. Integrando la perspectiva biofísica y social en las agrupaciones de servicios de los ecosistemas*). Teniendo en cuenta que el análisis de agrupaciones o bundles de servicios es una de las herramientas más demandadas para afrontar el actual reto de implantar el marco de servicios en la gestión y conservación del territorio, en este capítulo se propone dar un paso más e integrar la dimensión biofísica y social en la evaluación de agrupaciones o bundles de servicios. Partiendo de los resultados obtenidos en los capítulos anteriores y, especialmente en el capítulo 3.3 donde se determinaron importantes trade-offs para el servicio de regulación hídrica, se cartografía la distribución espacial de otros servicios de los ecosistemas claves para tratar de evaluar si ocurren similares comportamientos entre estos servicios. Además se evalúa la diversidad y puntos calientes del suministro de servicios. Por último, se caracteriza cada agrupación de servicios en función de distintas características ecológicas y asociadas a distintos patrones socio-económicos y distintas percepciones sociales, con el fin de hacer una caracterización combinando metodologías de cartografía biofísica y valoración socio-cultural.

CONCLUSIONES

Esta Tesis profundiza en la identificación y caracterización de las complejas interacciones de los sistemas socio-ecológicos áridos de España, a través de la valoración de servicios de los ecosistemas considerando tanto la dimensión biofísica del suministro de servicios como la perspectiva de la demanda social. Los resultados obtenidos permiten llegar a las siguientes conclusiones:

1. La atención científica y política centrada en la aproximación de los servicios de los ecosistemas se ha incrementado de forma exponencial en los últimos años, consolidándose como un nuevo paradigma de conservación. Sin embargo, los esfuerzos y argumentos a favor de la conservación han pasado de estar centrados en un enfoque intrínseco, donde se valoraba la naturaleza por su

importancia perse, hacia una visión con predominancia de los valores instrumentales, donde la valoración monetaria ha sido la aproximación más empleada en el campo de los servicios de los ecosistemas. La revisión sistemática y el meta-análisis realizado permiten tener una panorámica completa de todos los estudios de valoración económica de servicios realizados en España.

2. La valoración económica ha provocado que se no visibilicen algunos tipos de ecosistemas tradicionalmente poco valorados por la sociedad, por ejemplo los ecosistemas áridos, así como servicios de los ecosistemas difíciles de expresar desde métricas monetarias, como los servicios de regulación. Los ecosistemas áridos suministran servicios de los ecosistemas que proporcionan importantes valores socio-culturales para la sociedad. Los resultados encontrados en el capítulo 3.1 nos invitan a reconsiderar las limitaciones de la métrica monetaria y resaltan la importancia de aproximaciones socio-culturales que incorporen técnicas de valoración que vayan más allá de los valores económicos y exploren otras contribuciones intangibles que la naturaleza suministra para el bienestar humano.
3. Entender y caracterizar los impulsores de cambio, como los cambios de uso del suelo, que subyacen a la disminución del flujo de servicios de los ecosistemas, es un importante avance tanto en la conservación como en el manejo y gestión de los ecosistemas áridos de España. Analizar los argumentos que promueven los cambios de uso del suelo puede informar políticas que mejoren las actuales estrategias de gestión e incluir a los servicios de los ecosistemas en la gestión y manejo del territorio. En este sentido, encontramos evidencias de cómo los diferentes modelos de desarrollo que prevalecen en los ecosistemas áridos (conservación versus intensificación) han provocado impactos opuestos en los servicios de los ecosistemas, y por lo tanto, en diferentes componentes del bienestar humano. La información generada en el capítulo 3.2 ha sido útil para poner en práctica la investigación de los servicios de los ecosistemas y proporcionar recomendaciones para dos políticas europeas y españolas relacionadas con la conservación de la biodiversidad y la dinamización rural.
4. La aproximación espacialmente explícita para el análisis del servicio de regulación hídrica, representa una forma adecuada para cuantificar sinergias y trade-offs entre el suministro y la demanda, que puedan informar y orientar a las decisiones políticas para buscar la sostenibilidad del territorio. Los resultados del capítulo 3.3 ofrecen una aproximación innovadora para estudiar este servicio a través de distintas unidades de paisaje, utilizando múltiples indicadores para caracterizar tanto el suministro biofísico como la demanda social. Concretamente, se identifican unidades de paisaje con niveles moderados de sostenibilidad (siendo esta la unidad de paisaje de sierras próximas al litoral) y otras unidades con un elevado grado de desacoplamiento (siendo esta la unidad de paisaje de litoral no protegido) con importantes desacoplamientos entre el suministro y la demanda de recursos hídricos.
5. La ecorregionalización para identificar las unidades de paisaje utilizadas para el análisis de trade-offs del servicio de regulación hídrica coincide con las unidades geográficas utilizadas por los gestores del territorio. Resultados del capítulo 3.3 proporcionan información sobre la escala

espacial a la cual se suministra y demanda el servicio de regulación hídrica, es decir, los recursos de aguas subterráneas. Esta información puede ser utilizada para el diseño de políticas de gestión ambiental y servir de guía para la realización de programas de sensibilización ambiental y participación ciudadana. Consideramos que los gestores y tomadores de decisiones pueden utilizar estos resultados con el fin de orientar la planificación de los recursos hídricos hacia la sostenibilidad.

6. La cartografía y cuantificación de los servicios de los ecosistemas es un paso importante para poner en práctica la investigación de los servicios en el contexto de la toma de decisiones. Esta Tesis utiliza algunas de las más innovadoras herramientas para cartografiar los servicios de los ecosistemas (ej., InVEST) con el fin de avanzar en la comprensión de cómo los ecosistemas áridos suministran servicios que son clave para el mantenimiento del bienestar humano, incorporando visiones, demandas y necesidades de los actores sociales clave, con el objetivo de contribuir al mantenimiento de los sistemas socio-ecológicos.
7. Las técnicas de cuestionarios de preferencias constituyen una importante herramienta para la valoración de servicios de los ecosistemas, ya que permiten analizar las preferencias sociales hacia las diferentes estrategias de gestión, como los cambios de uso del suelo. Además, la inclusión de preguntas de tipo abierto y cerrado nos permite obtener una visión panorámica y amplia para visibilizar preferencias y disfrute de los servicios de los ecosistemas, visualizar los factores socio-culturales que subyacen a la promoción de dichas preferencias y explorar conflictos sociales asociados a ellas.
8. Comprender los vínculos entre el sistema natural y social requiere aproximaciones que permitan incorporar las múltiples perspectivas y formas en las que la naturaleza y la sociedad interactúan. La incorporación de la dimensión ecológica y social en el análisis de bundles o agrupaciones de servicios de los ecosistemas aporta numerosas oportunidades para los gestores del territorio, con el fin de implementar y poner en práctica la investigación basada en los problemas ambientales actuales y proporcionar indicadores espacialmente explícitos donde múltiples servicios de los ecosistemas son suministrados y demandados.
9. El análisis de bundles permite además incorporar evaluaciones transversales y mostrar el valor multidimensional de los servicios de los ecosistemas – biofísico, socio-cultural y monetario - incorporando el análisis de sinergias y trade-offs entre servicios. Por otra parte, la identificación de patrones ecológicos y sociales, como la distribución espacial de la diversidad de los servicios de los ecosistemas o la demanda de servicios, permite visualizar y entender mejor los complejos vínculos de los sistemas socio-ecológicos.

Referencias:

- Alcaraz-Segura, D., Di Bella, C. M., Straschnoy, J. V., Paruelo, J. M., Vallejos, M. 2013. Ecosystem Services Related to Carbon Dynamics. In *Earth Observation of Ecosystem Services*, Nov 18, pp. 17-38, CRC Press
- Anderies, J. M., Janssen, M. A., Ostrom, E. 2004. Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecology and Society*, 9:1(18), <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18/>
- Armas, C., Miranda, J. D., Padilla, F. M., Pugnaire, F. I. 2011. Special issue: the Iberian Southeast. *Journal of Arid Environments*, 75:1241–1243,
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.08.002>
- Berkes, F., Folke, C. (Eds.). 1998. *Linking social and ecological systems for resilience and sustainability*. Cambridge University Press
- Berkes, F., Hughes, T. P., Steneck, R. S., Wilson, J. A., Bellwood, D. R., Crona, B., Folke, C., Gunderson, L. H., Leslie, H. M., Norberg, J., Nyström, M., Olsson, P., Osterblom, H., Scheffer, M., Worm, B. 2006. Ecology. Globalization, roving bandits, and marine resources. *Science*, 311(5767):1557-8, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1122804>
- OpenNESS Reference Book. EC FP7 Grant Agreement no. 308428. Available via: <http://www.openness-project.eu/library/reference-book/sp-ES-bundles>
- Blomqvist, L., Brook, B. W., Ellis, E. C., Kareiva, P. M., Nordhaus, T., Shellenberger, M. 2013. The ecological footprint remains a misleading metric of global sustainability. *PLoS Biology*, 11(11):e1001702, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001702>
- Burkhard, B., de Groot, R., Costanza, R., Seppelt, R., Jorgensen, S. E., Potschin, M. 2012a. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21:1–6, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.008>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F. 2012b. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21:17–29, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Cabello, J., Castro, A. J. 2012. Estado y tendencia de los servicios de los ecosistemas de zonas áridas de Andalucía, http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/temas_ambientales/biodiversidad/capital_natural/resultados/ema_aridos.pdf
- Berry, P., Turkelboom, F., Verheyden, W., Martín-López, B. 2015. Ecosystem Services Bundles. In: Potschin, M. and K. Jax (eds):
- Carpenter, S. R., Folke, C. 2006. Ecology for transformation. *Evolution*, 21(6):309-315, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.007>
- Carson, R. 1962. *Silent spring*. Boston, Houghton Mifflin. Cambridge, Mass. Riverside Press, 1962
- Castro, A. J., Martín-López, B., García-Llorente, M., Aguilera, P. A., López, E., Cabello, J. 2011. Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *Journal of Arid Environments*, 75:1201–1208, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.05.013>
- Castro, A. J., García-Llorente, M., Martín-López, B., Palomo, I., Iniesta-Arandia, I. 2013a. Multidimensional approaches in ecosystem services assessment. *Earth Observation of Ecosystem Services*, C. Di Bella and D. Alcaraz-Segura, eds., Taylor & Francis, Boca Raton, FL, 105-124
- Castro, A. J., Paruelo, J. M., Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Oyarzabal, J. M., López-Carrique, E. 2013b. Missing Gaps in the Estimation of the Carbon Gains Service from Light Use Efficiency. *Earth Observation of Ecosystem Services*, C. Di Bella and D. Alcaraz-Segura, eds., Taylor & Francis, Boca Raton, FL, 105-121

Chan, K. M. A., Satterfield, T., Goldstein, J. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values, *Ecological Economics*, 74:8–18, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.011>

Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind: The Anthropocene. *Nature*, 415:23, <http://dx.doi.org/10.1038/415023a>

Daily, G. C. 1997. *Nature's services: Societal dependence on ecosystem services*. Island Press, Washington, DC. USA

Daily, G. C. 1999. Developing a scientific basis for managing earth's life support systems. *Conservation Ecology*, 3(2):14, <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art14/>

Davies, J., Poulsen, L., Schulte-Herbrüggen, B., Mackinnon, K., Crawhall, N., Henwood, W. D., Dudley, N., Smith, J., Gudka, M. 2012. *Conserving Dryland Biodiversity*, 84 pp.

de Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41:393–408, [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7:260-272, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>

Duarte, C. (coord.). 2009. *Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre la tierra*. Centro Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Madrid, España

EMA. 2012. *La evaluación de los Ecosistemas del Milenio en Andalucía: haciendo visibles los vínculos entre la naturaleza y el bienestar humano*. Montes y García Mora (coord.). Junta de Andalucía.

Usos del suelo, servicios de los ecosistemas y bienestar humano en el árido español

Farhad, S. 2012. Los sistemas socio- ecológicos. Una aproximación conceptual y metodológica. XIII Jornadas de Economía Crítica, Los costes de la crisis y alternativas en construcción. Universidad Pablo Olavide, Sevilla, España. 265-280 pp.

Fisher, B., Turner, R. K., Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68:643- 653, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

Folke, C., Jansson, Å., Rockström, J., Olsson, P., Carpenter, S. R., Chapin III, F. S., Crépin, A. S., Daily, G., Danell, K., Ebbesson, J., Elmqvist, T., Galaz, V., Moberg, F., Nilsson, M., Österblom, H., Ostrom, E., Persson, Å., Peterson, G., Polasky, S., Steffen, W., Walker, B., Westley, F. 2011. Reconnecting to the Biosphere. *Ambio*, 40:719, <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-011-0184-y>

García-Llorente, M., Martín-López, B., Nunes, P. A. L. D., Castro, A. J., Montes, C. 2012. A choice experiment study for land use scenarios in semi-arid watershed environments. *Journal of Arid Environments*, 87:219-230, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.07.015>

García-Nieto, A. P., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Martín-López, B. 2013. Mapping forest ecosystem services: from providing units to beneficiaries. *Ecosystem Services*, 4:126-138, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03>

Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Barton, D., Braat, L., Saarikoski, H., Kelemen, L., García-Llorente, M., van den Bergh, E. J., Arias, P., Berry, P., Potschin, M., Keene, H., Dunford, R., Schröter- Schlaack, C., Harrison, P. 2014. State-of-the- art report on integrated valuation of ecosystem services. EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.1., European Commission FP7

Gore, A. A. 1996. Preface, In: *Silent Spring*, by Carson, Rachel. Published by Houghton Mifflin 1994-01-01 (1994); ISBN 10: 0395683297

Griswoldsept, E. 2012. How „Silent Spring“ Ignited the Environmental Movement. The New York Times Magazine, http://www.nytimes.com/2012/09/23/magazine/how-silent-spring-ignited-the-environmental-movement.html?_r=0

Haines-Young, R., Potschin, M. 2013. CICES V4.3-Report Prepared following Consultation 440 on CICES Version 4, August–December 2012. EEA Framework contract no. 441 EEA/IEA/09/003

Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. S., van Ierland, E. C. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57:209-228, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>

Lehman, S. 2015. Employing Ecosystems Service Valuation Guidelines to Solve Metaphysical Riddles and Make a Case for Conservation, <http://mekongarcc.net/blog/employing-ecosystems-service-valuation-guidelines-solve-metaphysical-riddles-and-make-case-cons>

Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Folke, C., Alberti, M., Redman, C. L., Schneider, S. H., Ostrom, L., Pell, A. N., Lubchenco, J., Taylor, W. W., Ouyang, Z., Deadman, P., Kratz, T., Provencher, W. 2007. Coupled Human and Natural Systems. *Ambio*, 36(8):639-649, [http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[639:CHANS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[639:CHANS]2.0.CO;2)

Liu, S., Costanza, R., Farber, S., Troy, A. 2010. Valuing ecosystem services Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York academy of Sciences*, 1185:54-78, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.05167.x>

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, F., Santos, F., Paracchini, M. L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P. H., Condé, S., Schägner, J. P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J. I., Pereira, H. M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo-Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J. E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D., Bidoglio, G. 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under

action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg

Malinga, R., Gordon, L. J., Jewitt, G., Lindbor, R. 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem Services*, 13:57–63, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.006>

Mallen Rivera, C. 2012. Rachel Carson, 50 años de romper el silencio. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3(14):02-10

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Montes, C. 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza sociedad en un mundo cambiante. *CUIDES*, 09-3

Martín-López, B., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Castro, A. J., Willaarts, B., Aguilera, P., Montes, C. 2013. La evaluación de los servicios de los ecosistemas suministrados por las cuencas hidrográficas del sureste semiárido andaluz. *Revista Eubacteria*, 31, ISSN-1697-0071

Martín-López, B., Montes, C. 2015. Restoring the human capacity for conserving biodiversity: a social-ecological approach. *Sustainability Science*, 10:699-706, <http://dx.doi.org/10.1007/s11625-014-0283-3>

Mascia, M. B., Brosius, J. P., Dobson, T. A., Forbes, B. C., Horowitz, L., McKean, M. A., Turner, N. J. 2003. Conservation and Social Sciences. *Conservation Biology*, 17:649-650,

Usos del suelo, servicios de los ecosistemas y bienestar humano en el árido español <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01738.x>

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2003. People and ecosystems: a framework for assessment and action. Island Press, Washington, DC

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC

- Montes, C., Sala, O. 2007. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. *Ecosistemas*, 16(3):137-147
- Mota, J. F., Cabello, F. J., Cerrillo, M. I., Rodríguez-Tamayo, M. L. (eds). 2004. Los subdesiertos de Almería: naturaleza de cine. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858, <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- Nelson, G. C., Bennett, E., Berhe, A. A., Cassman, K., DeFries, R. S., Dietz, T., Dobermann, A., Dobson, A., Janetos, A., Levy, M. A., Marco, D., Nakićenovic, N., O'Neill, B., Norgaard, R., Petschel-Held, G., Ojima, D., Pingali, P., Watson, R., Zurek, M. 2006. Anthropogenic Drivers of Ecosystem Change: an Overview, Columbia University Academic Commons, <http://dx.doi.org/10.7916/D8125RDD>
- Ostrom, E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325:419-422, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1172133>
- Paetzold, A., Warren, P. H., Maltb, L. L. 2010. A framework for assessing ecological quality based on ecosystem services. *Ecological Complexity*, 7:273–281, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.11.003>
- Potschin, M., Haines-Young, R. 2016. Ecosystem Services in the Twenty-First Century. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R. and Turner, R.K. (eds) *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London and New York, pp. 1-9
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norström, A. V., Andersson, E., Norberg, J., Peterson, G. 2015. Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *AMBIO*, 44:89–101, <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-014-0601-0>
- Quijas, S., Jackson, L. E., Maass, M., Schmid, B., Raffaelli, D., Balvanera, P. 2012. Plant diversity and generation of ecosystem services at the landscape scale: expert knowledge assessment. *Journal of Applied Ecology*, 49:929– 940, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02153.x>
- Resilience Alliance. 2007. *Assessing and managing resilience in social-ecological systems: Volume 2*
- Reyers, B., Biggs, R., Cumming, G. S., Elmqvist, T., Hejnowicz, A. P., Polasky, S. 2013. Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11:268–273, <http://dx.doi.org/10.1890/120144>
- Ripl, W. 2003. Water: the bloodstream of the biosphere. *Philosophical Transactions. The Royal Society Publishing*, 358:1921–1934, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2003.1378>
- Robles-Cruz, A. B., González-Rebollar, J. L., Passera, C. B., Boza-López, J. 2001. Pastos de zonas áridas y semiáridas del sureste Ibérico. *Archivos de zootecnia*, 50:192–515
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2):32, <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>
- Sánchez-Picón, A., Aznar-Sánchez, J. A., García-Latorre, J. 2011. Economic cycles and environmental crisis in arid southeastern Spain. A historical perspective. *Journal of Arid Environments*, 75:1360–1367, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.12.014>
- Seppelt, R., Fath, B., Burkhard, B., Fisher, J. L., Grêt-Regamey, A., Lautenbach, S., Perth, P., Hotes, S., Spangenberg, J., Verburg, P. H., Van Oudenhoven, A. P. E. 2012. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecological Indicators*, 21:145–154, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.003>

Spanish National Ecosystem Assessment. 2014. Ecosystems and biodiversity for human wellbeing. Synthesis of the key findings. Biodiversity Foundation of the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment, Madrid, Spain 90 pp.

Steffen, E., Crutzen, P. J., McNeill, J. R. 2007. The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature? *Ambio*, 36:614-621, [http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:TAAHNO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2)

Steffen, W., Persson, Å., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C., Crutzen, P., Folke, C., Gordon, L., Molina, M., Ramanathan, V., Rockström, J., Scheffer, M., Schellnhuber, H. J., Svedin, U. 2011. The Anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*, 40(7):739–761, <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-011-0185-x>.

CAPÍTULO III

**Interfaces Ciencia-Gestión: una aproximación operativa para
la identificación y el tratamiento de problemas de
sostenibilidad en la Andalucía semiárida.**

Proyecto Glocharid.

Doctoranda: Maria Dolores López Rodríguez.

Introducción.

Uno de los mayores retos a los que se enfrenta la sociedad del siglo XXI a escala planetaria, es el riesgo y la incertidumbre que acompañan a los procesos de toma de decisiones frente a los problemas ambientales (Funtowicz and Ravetz, 1993). La solución de estos problemas en el marco de la sostenibilidad, demanda una mayor colaboración de científicos y gestores para elaborar estrategias de acción que permitan encontrar respuestas urgentes basadas en conocimiento científico de alta calidad. Dado que el diálogo entre investigadores y gestores ha estado limitado por las divergencias entre ambos campos profesionales, para el desarrollo de estas estrategias es conveniente la producción conjunta de conocimiento (Weichselgartner and Kaspersen, 2010), en la identificación de los problemas y la implementación de sus soluciones (Gallopín et al., 2001).

Existen experiencias exitosas de interacción y cooperación entre científicos y gestores del medio ambiente como muestran el desarrollo de las acciones de conservación de la biodiversidad a partir, fundamentalmente de los trabajos de Wilson (1992). Sin embargo, aunque ambos colectivos comparten objetivos, su relación suele estar marcada por problemas derivados de sus diferentes intereses a corto y medio plazo, y sobre todo, de la forma diferente en que trabajan. Científicos y gestores usan diferentes lenguajes y operan con diferentes reglas y prioridades en el ámbito profesional. Sus agendas, escalas temporales de trabajo, criterios de calidad y sistemas de recompensa e incentivos son diferentes (Hegger et al., 2012). El resultado ha sido un vacío de comunicación entre ambos colectivos (ODI 2006). Los vínculos entre las dos comunidades no han sido establecidos (Funke et al., 2008; Jacobs et al., 2009; Godfrey et al. 2010), y en general, se han limitado a una transferencia intermitente de conocimiento desde la ciencia hacia la gestión (Bielak et al, 2008). De esta forma, los científicos han transferido sus

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

investigaciones hacia los gestores con la esperanza de que éstos usen los hallazgos científicos en la selección, formulación o implementación de acciones de gestión (Godfrey et al., 2010). Bajo una perspectiva unidireccional (Roux et al., 2006), en la que el científico es el productor de conocimiento, y el gestor el usuario, la colaboración entre ambos colectivos ha estado siempre basada en el incremento de las capacidades de transferencia desde el lado científico. Así, una de las estrategias históricas de transferencia ha sido la interacción temprana con los usuarios finales como la mejor manera de incrementar la innovación del conocimiento con respecto a las necesidades de gestión (Poff et al., 2003). En otras ocasiones, las estrategias de interacción han estado basadas en la mejora de la credibilidad y relevancia de los científicos a nivel individual o de grupo (Roux et al., 2006), o la de su capacidad para comunicar la innovación (Cullen et al., 2001) y generar información compatible con los modelos de planeamiento del gestor (Westley, 1995). Más recientemente, los científicos (de la conservación) han comenzado a preocuparse por tratar de alinear sus investigaciones a las necesidades de la gestión de forma que el conocimiento científico genere un mayor impacto en los procesos de toma de decisiones. Esta aproximación considera fundamental que los científicos conozcan la variedad de formas en las que su investigación puede afectar a la gestión y en consecuencia, poder orientarla y transferirla (Rudd, 2011).

A pesar de los avances en comunicación, un límite fundamental en la efectividad de los resultados científicos en las políticas de gestión es el excesivo tiempo que suele llevar la transferencia entre los dos colectivos. Una solución para ello es que científicos y gestores realicen una labor conjunta bajo un enfoque bidireccional (Runhaar and van Nieuwaal, 2011, Sutherland et al., 2011). De esta forma el proceso de alineación de la investigación se torna más efectivo, ya que las evidencias científicas tendrán un impacto instrumental (Rudd, 2010), y el conocimiento generado podrá agilizar y mejorar los procesos de toma de

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

decisiones. Uno de los enfoques más prometedores para alcanzar este enfoque, es que la toma de decisiones se base en processes which enhance the exchanges, co-evolution, and joint construction of knowledge between scientists and the other actors involved in the decision-making processes (Holling, 1978; Walters, 1986). These processes, called science-policy interfaces (van den Hove 2007) requieren facilitar la comunicación y la interacción entre diferentes colectivos a través de la creación de comunidades de práctica. Tales comunidades son grupos de personas que comparten un interés común y que profundizan su conocimiento y experiencia en un determinada área a través de una interacción continua que fortalece sus relaciones (Wenger et al., 2002). Las comunidades de práctica se postulan como herramientas para la apertura de fronteras transdisciplinares (Nicolescu, 1996), especialmente en el contexto del cambio global, por la amplitud de factores que conforman los sistemas socioecológicos. Estructuras de este tipo fomentan procesos de retroalimentación continua, propician el aprendizaje colaborativo y facilitan la generación de conocimiento colectivo a la hora de abordar nuevos escenarios en los que las actividades humanas generan rápidos cambios ambientales sobre los ecosistemas (Palomo et al., 2014).

Algunos autores han argumentado como fortalecer la interacción entre estos colectivos (Roux et al. 2006, ODI 2006, Cagliari, 2007; Van den Hove, 2007; Weichselgartner and Kasperson, 2010; Hegger et al, 2012; Neßhöver et al., 2013; Young et al., 2014), sin embargo, se echa en falta un marco práctico para configurar y desarrollar interfaces de trabajo conjunto entre científicos y gestores. De acuerdo con este planteamiento, en el ámbito de un proyecto de seguimiento de los efectos del cambio global en ecosistemas semiáridos de la Península Ibérica (GLOCHARID Project –www.caescg.org), impulsamos la puesta en marcha de interfaces ciencia-gestión para optimizar la identificación y gestión de problemas reales de sostenibilidad. A continuación exponemos la estrategia que seguimos para construir dichas interfaces y, presentamos los resultados del proceso de

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

interacción entre científicos y gestores. Éstos resultados y las lecciones aprendidas nos han permitido proponer un esquema de trabajo para mejorar la gobernanza de sistemas socioecológicos, basado en el desarrollo de herramientas de diálogo que facilitan la co-producción de conocimiento.

Estrategia y métodos

Entre octubre de 2010 y mayo de 2012 iniciamos el proceso de interfaz con la constitución de una community of practice membership (Wenger et al. 2002) integrada por científicos y gestores del medio natural vinculados al área de estudio (37°08'N, 2°16'W) con las competencias adecuadas para atender a las necesidades del proceso. De esta forma, invitamos a participar a investigadores con gran experiencia en el estudio de aspectos ecológicos y socio-ecológicos en la región, que ejercen su labor en universidades y centros de investigación. En el ámbito de la gestión invitamos a profesionales de entidades públicas y privadas que operan a la escala local, regional y nacional con competencias legales, políticas y técnicas, para la toma de decisiones relacionadas con la gestión del medio natural en la región de referencia.

El proceso de interfaz se desarrolló a través de 6 talleres y actividades on line organizados en dos etapas. La primera etapa tuvo como objetivo determinar los environmental issues de interés para desarrollar el proceso de interfaz ciencia-gestión en la región de referencia. Esta fase estuvo caracterizada por el intercambio de información y retroalimentación entre científicos para generar consiliencia (Wilson 1998), y con gestores para alinear el conocimiento científico con las prioridades ambientales identificadas por los gestores (Figura 1). En la segunda etapa, el objetivo fue identificar y tratar problemas concretos de sostenibilidad en el marco de los environmental issues. De esta forma, se desarrollaron talleres paralelos (2+2) para cada topic (Figura 1), a través de los

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

cuáles se generaron procesos de co-aprendizaje y co-producción de conocimiento entre científicos y gestores. Todo el proceso de interfaz estuvo inspirado en la necesidad de crear un ambiente de confianza e interactivo entre los dos colectivos para garantizar una interacción exitosa (ODI, 2006, Cagliari, 2007).

El diseño de las sesiones presenciales persiguió la convivencia cara a cara entre científicos y gestores para facilitar la generación de procesos de empatía y la creación de atmósferas de colaboración que intensificaran la interacción entre ambos colectivos (Weichselgartner and Kasperson, 2010). El desarrollo de los talleres siguió siempre un guión que contemplaba la autopresentación de los participantes, una introducción a los objetivos específicos del taller, una ronda de intervenciones individuales de todos los miembros y, posteriormente, debates colectivos sobre los temas programados. Para facilitar la interacción entre los participantes se configuraron mesas de trabajo en círculo en las que se intercalaron los perfiles profesionales. Para garantizar el desarrollo dinámico de los talleres, el orden del día, así como los materiales necesarios, fueron enviados a los participantes con anterioridad. Cada taller dispuso de una secretaría técnica encargada de levantar acta de la sesión presencial, que posteriormente era enviada a todos los participantes del taller para su aprobación. Al tratarse de procesos de integración continua de información, consideramos que esta labor, otorgó transparencia y credibilidad al proceso, un aspecto profundamente claramente demandado para mejorar los mecanismos de interfaz (Macleod, 2008). Además, para garantizar el flujo de comunicación constante entre científicos y gestores más allá de las actividades presenciales, se utilizaron tecnologías de la información y de la comunicación como herramientas complementarias al proceso de interfaz.

Todo el proceso estuvo dinamizado por el trabajo de dos intermediarios, un research broker y un evidence broker (Bielak et al., 2008). Ambos contaban con

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

prestigio en su ámbito de origen y con capacidades personales para explorar y entender los objetivos y prioridades de ambos colectivos. Su trabajo se inició con el diseño de la estrategia de interfaz, ya que ambos fueron responsables de la planificación, definición del perfil de los participantes así como de identificar y convocar a las principales entidades investigadoras y gestoras de la región. Además, su labor fue dinamizar las actividades, facilitar la interacción entre los colectivos, integrar y sintetizar la información. Después de cada actividad los brokers se encargaban de enviar los resultados a los participantes para que pudieran realizar aportaciones o correcciones. Los talleres se llevaron a cabo en horario de tarde. Un aspecto relevante a tener en cuenta en el diseño de este tipo de procesos es la preferencia horaria de los participantes, ya que el grado de implicación de los miembros de la comunidad de práctica depende de multitud de factores (interés profesional, satisfacción personal, sistema de recompensa e incentivos, etc.).

El proceso interactivo ciencia-gestión

A lo largo de todo el proceso de interfaz participaron un total de 25 científicos pertenecientes a 9 entidades de investigación (2 universidades y 1 centro de investigación nacional), y 45 gestores pertenecientes a diferentes administraciones públicas nacionales, regionales, locales (Apéndice I). No obstante, la asistencia a los talleres presenciales no fue constante, y el número de participantes a lo largo de las etapas osciló entre 13 y 66 personas. El 60 % de los investigadores y el 70 % de los gestores que fueron convocados tuvieron más de 15 años de experiencia en su trabajo. A continuación detallamos los objetivos, dinámica y resultados de los talleres realizados.

Stage 1: Estableciendo la interfaz Ciencia-Gestión

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Workshop 1: Identificando temas de investigación vinculados a la sostenibilidad

Este workshop, en el que participaron solo investigadores, tuvo como objetivo la reorganización y puesta en valor del conocimiento científico que este colectivo está produciendo o usando, para el análisis de los cambios ambientales en la región. The science-policy processes started by scientists have been considered a despotic lineal model of communication in the past (Young et al., 2014). Sin embargo, decidimos comenzar de esta forma, dado que ello nos permitió identificar los cambios ambientales de la región que se acoplaban a las investigaciones existentes, un aspecto que consideramos limitante para el trabajo en la comunidad. Los investigadores expusieron su líneas de trabajo y el debate establecido permitió detectar sinergias, resultados científicos, metodologías de estudio, y desafíos ambientales relevantes para la sociedad en la región. Como resultado de esta etapa se seleccionaron cuatro tópicos científicos a implementar en los procesos de interfaz. 1) gestión sostenible de ecosistemas acuáticos. 2) biodiversidad y ecosistemas 3) Cambios de uso del suelo y servicios ecosistémicos 4) cambio climático y balances de carbon y agua.

Workshop 2: Colocando los topicos científicos en el contexto politico y social.

This workshop was designed to start the collaboration between scientists and managers for the first time. A partir de los scientific topics ambos colectivos consensuaron los environmental issues en torno a los que poner en marcha el proceso de interfaz ciencia-gestión. Para ello se adaptaron los topics of scientific concern al contexto socioeconómico y político administrativo de la región (Weichselgartner and Kasperson, 2010). Así, después de la intervención de los científicos, the managers showed the regulatory (from local to European scale) and societal scenario in which the scientific topics should be considered. Cada exposición fue seguida de un debate que permitió detectar solapamientos y sinergias. Esta adaptación no solo garantizó la operatividad del proceso de interfaz

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

sino que además lo hizo más efectivo. Como resultado, se identificaron 2 environmental issues a partir de los cuáles se iniciaron dos procesos de interfaz: 1) agua y 2) biodiversidad. El proceso seguido nos permitió asegurar que los sustainability problems que trataríamos en la siguiente etapa contaban con conocimiento experto desde los puntos de vista científico y de gestión para el SE Ibérico.

Stage 2: Hacia una solución colaborativa de los problemas de sostenibilidad

Workshops 3a (water) y 3b (biodiversity): Formulating specific sustainability problems

Este paso fue concebido para que científicos y gestores formularan e identificaran problemas específicos de sostenibilidad de la región, y las evidencias científicas y gestoras necesarias para encontrar soluciones. La etapa se desarrolló a través de dos procesos de interfaz paralelos (agua y biodiversidad). En ambos casos, los talleres se iniciaron con un proceso de brainstorming en el que se registraron un total de 46 problemas de sostenibilidad (20 para agua + 26 para biodiversidad, Apéndice II). Cada uno de ellos fue analizado mediante el modelo DPSIR -Drivers, Pressures, State, Impacts, Responses- (European Environment Agency, 2007). Seleccionamos este modelo analítico porque considera que tanto la descripción de la cadena de relaciones causa-efecto como los elementos que intervienen en el proceso son importantes (Rodríguez, 2010). La desagregación de los problemas de esta manera permitió formular los problemas de forma precisa para la búsqueda de soluciones. Posteriormente, se inició un debate para establecer sinergias y sintetizar los resultados. Finalmente, los científicos y gestores priorizaron los problemas en función del estado del arte del conocimiento científico, la capacidad de los gestores para implementar soluciones y del grado de afectación a los servicios ecosistémicos. Este último criterio nos permitió establecer los lazos entre los problemas ambientales y el bienestar de la población

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

(Millennium Ecosystems Assessment, 2005). Tras el taller se estableció un periodo (dos meses) para que científicos y gestores buscaran evidencias en sus respectivos ámbitos profesionales, relacionadas con la solución de los problemas identificados. Los resultados se sintetizaron para la siguiente etapa. El resultado final fue la priorización de 12 problemas de sostenibilidad y la identificación de evidencias científicas y gestoras disponibles para el diseño de sus estrategias de solución.

Workshops 4a y 4 b: Respuestas a los problemas de sostenibilidad desde la interfaz.

En este caso, el objetivo fue la elaboración de propuestas colaborativas para la solución de los problemas identificados. El proceso continuó también de forma paralela para las temáticas de agua y biodiversidad. En ambos casos los talleres se iniciaron con la exposición de los problemas (5 para agua + 7 para biodiversidad, Figura 2) formulados en los talleres anteriores y sus correspondientes evidencias científicas y gestoras. Para el tratamiento de los problemas de sostenibilidad consideramos el enfoque de gestión adaptativa (Holling, 1978 and Walters, 1986). Este enfoque alude al desarrollo de procesos continuos de aprendizaje colectivo para mejorar las acciones de gestión ambiental (McNie 2007, Mcleod et al. 2008), lo que nos permitió dar solidez a más largo plazo a los procesos de interfaz iniciados. Tras una ronda de intervenciones y el debate suscitado se apuntaron propuestas operativas de solución, que fueron concretadas posteriormente a lo largo de un proceso de reflexión que se alargó durante dos meses. De las 12 propuestas obtenidas, 5 fueron formalizadas a través de la firma y reactivación de convenios y/o contratos entre instituciones científicas y gestoras (Apéndice III). En 3 de ellas se involucraron además grupos de stakeholders. El resto de propuestas se incluyeron en un “banco de proyectos de interfaz ciencia-gestión” a reconsiderar en un horizonte cercano por los tomadores de decisiones.

Lecciones desde el dialogo científicos-tomadores de decisiones

La adaptación a los procesos de cambio global demanda nuevas fórmulas en las que la conexión del conocimiento de diferentes colectivos sea capaz de generar respuestas integradas para tratar problemas de sostenibilidad (Cornell et al, 2013). El trabajo colaborativo entre científicos y gestores con problemas de sostenibilidad concretos en el marco del desarrollo de un programa de seguimiento de los efectos del cambio global en el SE Ibérico (proyecto GLOCHARID–www.caescg.org), nos ha permitido identificar aspectos clave que favorecen el trabajo colaborativo. A continuación exponemos tales aspectos:

Estableciendo un lenguaje comun entre científicos, gestores y actores sociales.

Multitud de estudios conciben los procesos de comunicación como uno de los cuellos de botella que pueden presentar las interfaces ciencia-gestión (Janse, 2008). En este sentido, la experiencia adquirida nos indica que un aspecto clave es el empleo de instrumentos para establecer un lenguaje común entre científicos y gestores. El diseño de herramientas visuales fue fundamental para facilitar el trabajo conjunto y la co-producción de conocimiento (McInerny et al., 2014). Este tipo de herramientas pueden ser utilizadas por diferentes colectivos, adaptadas a diferentes contextos e implementadas en diferentes lenguas (Willems and Lange, 2007). En la etapa 2 del proceso de interfaz diseñamos un gráfico que nos permitió hacer un diagnóstico completo de los problemas de sostenibilidad para orientar el proceso de toma de decisiones (Figura 2). La propuesta partió de la premisa de que cualquier tema ambiental abarca entradas científicas y consecuencias políticas que involucran un número de disciplinas y de consideraciones sociales y éticas (Edelenbos et al. 2011). Dicho gráfico fue un triángulo con tres ejes que metafóricamente representan la convergencia de la mirada científica, gestora y social para abordar los problemas de sostenibilidad. Cada eje corresponde a un

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

gradiente estandarizado en escala de 0 a 4, que nos permitió diagnosticar el problema desde las tres perspectivas (Tabla 1). El gradiente científico permite visualizar el estado del arte del conocimiento existente en relación al problema. El gradiente gestor permite evaluar la capacidad legal y técnica a disposición de los gestores para acometer las propuestas de solución. Finalmente, el gradiente social permite valorar el grado de complicidad necesario con stakeholders para implementar la solución. Utilizando este instrumento han sido evaluados los 12 problemas identificados (Figura 2). Los criterios usados para el diseño del instrumento gráfico (Tabla 1) se ajustan bien al modelo de sociedad del área de estudio caracterizado por disponer de un fácil acceso al conocimiento científico, un ordenamiento jurídico de ámbito europeo y un tejido social organizado. Sería interesante debatir cuales deberían ser los criterios de estandarización en otras regiones en los que el conocimiento científico es más limitado, la articulación gestora incipiente y la vertebración social más débil.

El rol complementario de los brokers favoreció el diálogo

El desarrollo de interfaces ciencia-gestión demanda brokers con perfiles híbridos capaces de conocer y comprender cada uno de los colectivos implicados. En nuestro caso, para la consecución de este ambiente colaborativo fue esencial el liderazgo ejercido por el research broker and evidence broker (Bielak et al. 2008, Roux et al. 2006; SKEP 2008). Ellos se encargaron de mantener la representatividad de ambos colectivos durante todo el proceso (Macleod et al., 2008) velando porque la propiedad intelectual fuera compartida (Roux et al., 2006) y jugaron un importante rol en la interpretación y coordinación del conocimiento entre ambos (Weichselgartner and Kasperson, 2010). De esta forma, a lo largo del proceso se consiguió un ambiente de respeto y confianza mutua en el que la pertenencia a la comunidad de práctica fue el espíritu dominante (Wenger et al., 2002 y Wenger, 2004). Se constató que científicos y

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

gestores superaron los roles tradicionales de generadores y consumidores de conocimiento para alcanzar el de partners que negocian qué es factible, deseable y aceptable. Los investigadores abandonaron la percepción inicial de participar en actividades inútiles para la ciencia y los gestores la de que ellos estaban alejados del abordaje de problemas reales (Roux et al. 2006). Ambos experimentaron el aprendizaje colaborativo a través del intercambio de conocimiento, métodos e instrumentos, co-evolucionaron en el análisis de problemas y búsqueda de soluciones comunes y generaron nuevo conocimiento para asumir retos de forma colectiva. Este tipo de procesos abre un campo de conocimiento en el marco de las ciencias de la sostenibilidad para el que se deberían formar profesionales con habilidades científicas, técnicas y sociales.

La naturaleza del problema determinó los colectivos que deben implicarse en la solución

Distinguimos tres tipologías de problemas en función de los colectivos implicados (Figura 2). De esta forma, consideramos que la existencia de vertidos de aguas residuales urbanas fue un problema cuya solución correspondía únicamente a los gestores. El diseño de instrumentos de gestión basados en servicios ecosistémicos, la proliferación de plantas invasoras en el hábitat del fartet (*Aphanius iberus*), la dificultad de evaluar la integridad ecológica de los ríos semiáridos y la degradación de humedales temporales necesitaban ser abordados desde el diálogo ciencia-gestión. La falta de aprovechamiento de aguas regeneradas, y el manejo de balsas de riego con criterios ambientales, fueron problemas que implicaban la colaboración de stakeholders con gestores, y científicos respectivamente. Finalmente, el resto de los problemas demandaban el trabajo conjunto entre científicos, gestores y stakeholders. El análisis de los problemas desde estas perspectivas nos permitió identificar 7 dominios de conocimiento que emergen del planteamiento de soluciones (Figura 3). Existen

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

problemas de sostenibilidad que requieren sólo del esfuerzo de un colectivo (monólogos). Hay otros, que implican el trabajo colaborativo de dos colectivos (diálogos), y finalmente, para otros es necesaria la implicación de científicos, gestores y agentes sociales (triálogo) (Figura 3). Este esquema conceptual representa una aspiración a un conocimiento completo a partir de la interacción entre personas con diferentes saberes humanos (Nicolescu, 1996).

Esta conceptualización nos hizo plantearnos la conveniencia de incorporar stakeholders a los procesos de interfaz ciencia-gestión. Además de aportar experiencia en el proceso de generación de conocimiento colectivo, su colaboración e implicación desde el principio contribuye a garantizar el éxito de las acciones de gestión y añade transparencia a la toma de decisiones (Mostert et al. 2007). De hecho, algunos autores reconocen la dificultad de hacer efectiva la solución de determinados problemas sin la complicitad de la sociedad civil o de un sector de stakeholders (Lubchenco, 1998; van den Hove, 2006; Power and Chapin, 2010). Procesos de este tipo representan una condición necesaria (aunque no suficiente) para promover una gobernanza ambiental eficaz (<http://www.spiral-project.eu/>).

Estableciendo incentivos para pasar de la teoría a la práctica

El establecimiento de un sistema de incentivos para los colectivos vinculados a los procesos de interfaz ayuda a garantizar la continuidad de este tipo de procesos (Young et al., 2014). Consideramos beneficioso fomentar una cultura de incentivos de carácter colectivo acorde a la filosofía colaborativa de este tipo de procesos. Uno de estos incentivos fue la materialización de las estrategias de solución alumbradas durante el proceso de interfaz. Reconocer la utilidad del tiempo y esfuerzo invertido en este tipo de procesos refuerza el grado de implicación y propicia una cultura de responsabilidad compartida en este ámbito. En nuestro caso la constitución de “equipos de interfaz” responsables de la puesta en marcha

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

de las estrategias de solución a través de la institucionalización o reactivación de convenios o contratos específicos, representó un incentivo colectivo. En la práctica estos equipos se constituyen rápidamente ante problemas que implican alarma social (Godffrey et al., 2010). Sin embargo, los problemas sin riesgo social inminente cuentan con periodos de tiempo superiores para la formalización del equipo, salvo en aquellos casos en las que las entidades implicadas en su solución dispongan de convenios o contratos en vigor que faciliten esta labor. No obstante, consideramos que la internalización de la cultura de responsabilidad compartida en el seno de las comunidades de práctica puede contribuir a agilizar el tiempo de formalización de estos equipos.

Conclusiones

Tratar con problemas concretos de sostenibilidad de una región nos ha permitido identificar aspectos clave para hacer operativa la interfaz ciencia-gestión. Estos aspectos se refieren al empleo de herramientas que permiten trabajar bajo un lenguaje transdisciplinar, facilitar la interacción entre colectivos, y la puesta en marcha de soluciones colaborativas reales como forma de crear incentivos comunes. Además, la operatividad de las interfaces ciencia-gestión se puede ver favorecida si tanto el diseño como la dinamización de estos procesos son conducidos por expertos en este tipo de materia. También, consideramos que la efectividad de la toma de decisiones ambientales puede incrementarse a medida que aumenta la diversidad de saberes implicados en este tipo de procesos. A partir de estos elementos se pueden diseñar esquemas de trabajo para identificar y dar solución a los problemas de sostenibilidad en un marco socioecológico (Anderies et al., 2004). Este esquema incluye las siguientes etapas: 1) constitución de comunidades de práctica en la que participen científicos, gestores y stakeholders, 2) identificación de las competencias científicas de que disponen los

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

investigadores que participan en el proceso para dar respuesta a los problemas de sostenibilidad de la región, 3) la formulación de los problemas a través de herramientas gráficas que permiten definir los problemas en términos de conocimiento científico, marco legal de regulación, y compromiso social, 4) el análisis y diseño de estrategias colectivas de solución, 5) la formalización de las soluciones a través de la constitución de equipos mixtos y ejecución del programa de gestión adaptativa y 6) la evaluación y seguimiento de resultados. El esquema propuesto se concibe como un proceso dinámico y duradero en el tiempo que podría ser aplicado en esquemas de seguimiento socioecológico a largo plazo como un proceso de adaptación al cambio global. Sin embargo, somos conscientes de que el mantenimiento de este tipo de procesos suele depender de la disponibilidad de fondos de inversión y de la existencia de programas diseñados ad hoc. Para tratar de superar estas limitaciones las administraciones públicas deberían plantear procesos de interfaz ciencia-gestión como un mecanismo de funcionamiento para mejorar la gobernanza de los socioecosistemas.

Agradecimientos

Los resultados mostrados en esta ponencia se enmarcan dentro de los trabajos del PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO GLOBAL EN ZONAS ÁRIDAS Y SEMIÁRIDAS DEL LEVANTE ANDALUZ (GLOCHARID) (2009-2012), financiado por la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Apendices

Criterio	Niveles	Valor numérico asignado
Gradiente de conocimiento científico	Prescindible: No es necesario el conocimiento científico para abordar el problema	0
	No alineado: Existe conocimiento para abordar el problema pero no es aplicable	1
	Alineable: Existe conocimiento aplicable para abordar el problema	2
	Alineado: Existe conocimiento aplicado para abordar el problema, pero no se encuentra conectado con la gestión	3
Gradiente de capacidad gestora	Indeterminado: El problema no dispone de un marco legal regulador desde el que pueda articular su solución	0
	Limitado: Existe un marco legal de regulación para abordar el problema	1
	Definido: Existe un marco legal de regulación e instrumento de gestión para abordar el problema	2
	Preferente: Existe un marco legal de regulación e instrumento de gestión para abordar el problema y además se enmarca en una línea de acción prioritaria de la política ambiental	3
Gradiente de complicidad social	Nulo: No es necesaria la complicidad social para abordar el problema	0
	Bajo: Es necesaria la complicidad social para abordar el problema pero no existe una demanda manifiesta para hacerlo	1
	Medio: Hay demanda social manifiesta para abordar el problema pero no hay un compromiso formal de la sociedad para implicarse en su solución	2
	Alto: Existe complicidad social para abordar el problema y además existe un compromiso formal de la sociedad para implicarse en su solución	3

Tabla 1. Criterios para diagnosticar (dar forma a) los problemas de sostenibilidad

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

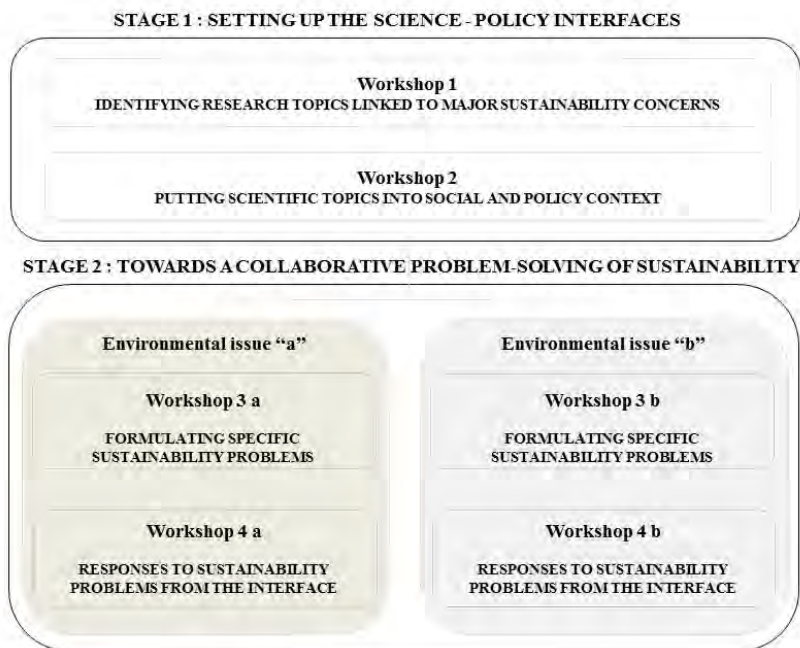
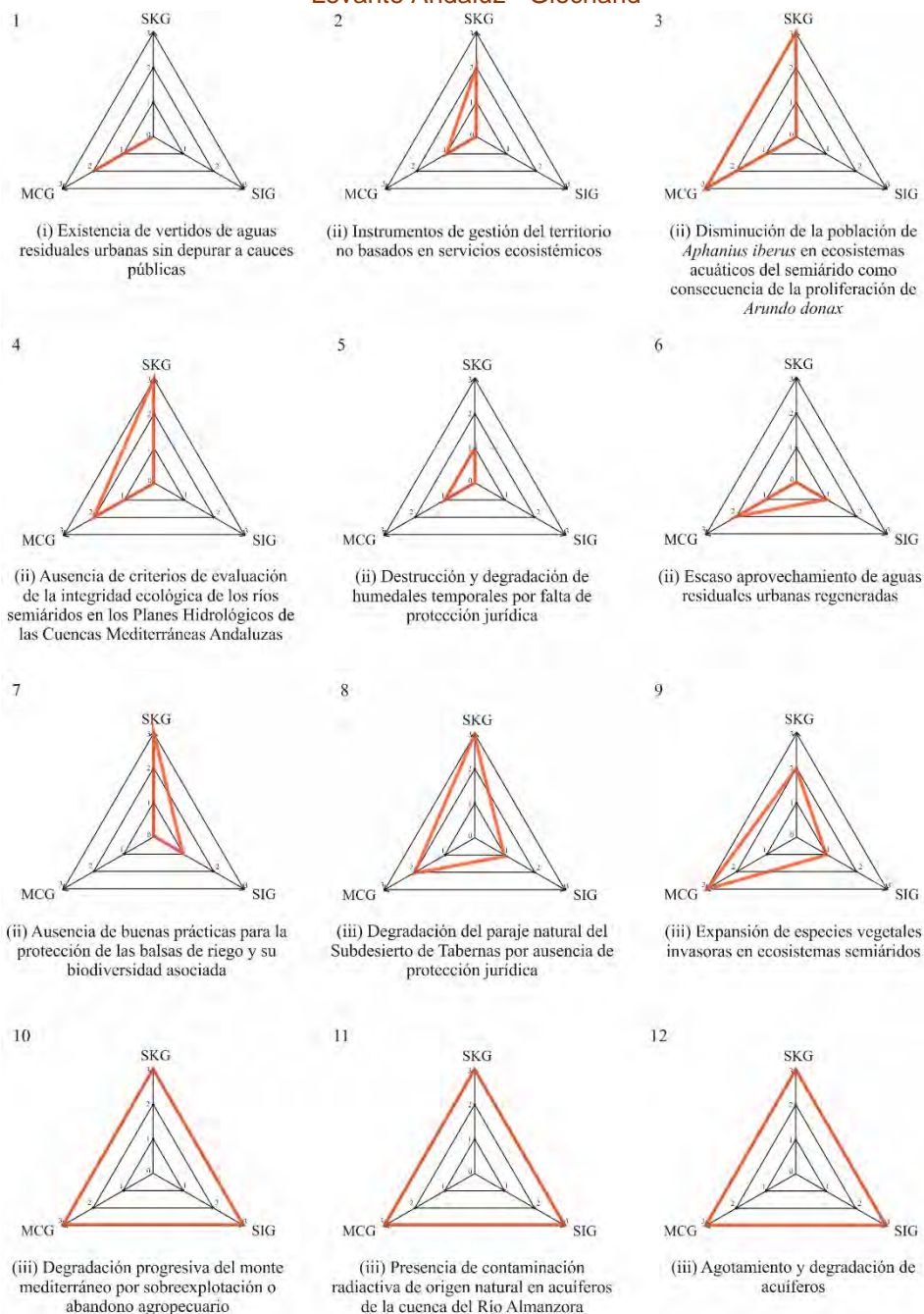


Figura 1. Diagrama de flujo para la construcción de interfaces ciencia-gestión GLOCHARID

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andalúz - Glocharid



Leyenda.
 Criterios para dar forma a los problemas de sostenibilidad:
 SKG: Gradiente de conocimiento científico
 MCG: Gradiente de capacidad gestora
 SIG: Gradiente de compromiso social

Tipologías de dominios de conocimiento para abordar el problema de sostenibilidad:
 i) Monólogo
 ii) Diálogo
 iii) Trílogo

Figura 2. Clasificación de los problemas de sostenibilidad de acuerdo a criterios científicos, gestores y sociales

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

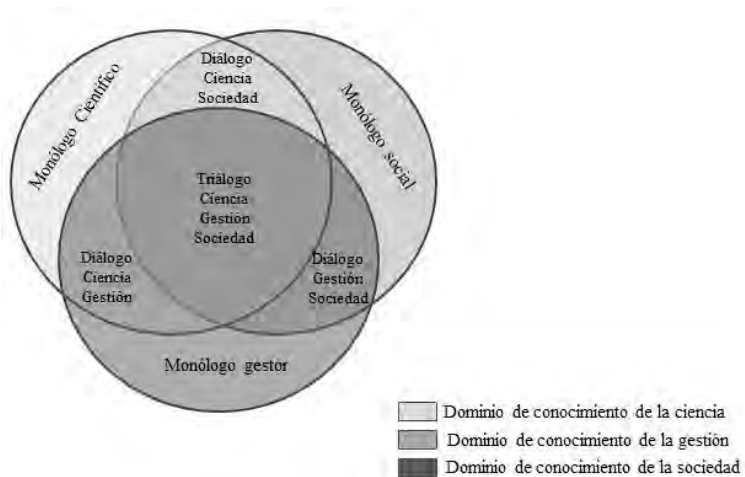


Figura 3. Esquema conceptual de dominios de conocimiento para tratar problemas de sostenibilidad.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Referencias

- Alados, C.L., Puigdefábregas, J., Martínez-Fernández, J., 2011. Ecological and socioeconomical thresholds of land and plant-community degradation in semi-arid Mediterranean areas of southeastern Spain. *Journal of Arid Environments* 75, 1368–1376.
- Beaufoy, G., 2001. EU policies for olive farming unsustainable on all counts. WWF European Agriculture and Rural Development Team.
- Berbel, J., Gomez-Limon, J.A., 2000. The impact of water-pricing policy in Spain: an analysis of three irrigated areas. *Agricultural Water Management* 43, 219–238.
- Bielak AT, Campbell A, Pope S, Schaefer K, Shaxson L. From science communication to knowledge brokering: The shift from 'science push' to 'policy pull'. In: Cheng D, Claessens M, Gascoigne T, Metcalfe J, Schiele B, Shi S, editors. *Communicating science in social contexts: New models, new practices*. Dordrecht: Springer, 2008; p. 201–226.
- Camacho Martínez-Vara de Rey, J., Sánchez Gullón, E., Aguilar Silva, F., Gómez Jaén, A. y Lozano García, A. 2011. Manual practico de balsas agrícolas. Diseño y gestión para su mejora ambiental. EGMASA. Depósito Legal: SE-3597/2011
- CAMP Levante de Almería (Coastal Areas Management Project, 2013).
- Castro Nogueira et al. 2011. Informe GLOCHARID. Citar IPs.
- Carrión, J.S., Fernández, S., Jiménez-Moreno, G., Fauquette, S., Gil-Romera, G., González-Sampérez, P., Finlayson, C., 2010. The historical origins of aridity and vegetation degradation in southeastern Spain. *Journal of Arid Environments* 74, 731–736.
- C. Armas*, J.D. Miranda¹, F.M. Padilla², F.I. Pugnaire. Editorial Special issue: The Iberian Southeast. *Journal of Arid Environments* 75 (2011) 1241–1243
- Convenio específico de colaboración entre la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa y la Consejería de Medio Ambiente para el impulso de la constitución y puesta en funcionamiento de la Fundación Patrimonio Natural, Biodiversidad y Cambio Global. Sevilla, 14 de enero de 2008.
- Cullen, P. 1990. The turbulent boundary between water science and water management. *Freshwater Biology* 24:201–209.
- Directiva 2008/105/CEE de sustancias prioritarias en política de aguas.
- Downward, S. R. & Taylor, R. 2006. An assessment of Spain's Programa Agua and its implications for sustainable water management in the province of Almería, southeast Spain. *Journal of Environmental Management*, 16574308. Cit : 2.
- Duarte, Carlos M. Coordinador. 2006. Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema tierra.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Ellis E. C. and Ramankutty N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Front Ecol Environ* 2008; 6(8): 439–447, doi: 10.1890/0700

Europarc-España 2009. Programa de trabajo para las áreas protegidas 2009/2013. Ed. Fungobe. Madrid. 48 pgs. ISBN : 978-84-935502-7-1. Depósito Legal : M-17896-2009.

Faulkner, H., Ruiz, J., Zukowskyj, P., Downward, S.R., 2002. Erosion risk associated with rapid and extensive agricultural clearances on dispersive materials in southeast Spain. *Environmental Science and Policy* 266, 1–13.

Funke N, Nortje K, Strydom W, et al. Understanding the dynamics of the uptake of research and development results in a developing South African context. NRF report [homepage on the Internet]. c2008 [cited 2009 May 26]. Available from: <http://www.nrf.ac.za/radusarep/index.stm>

García Mora. M. R. y Montes del Olmo, C. AN +20. El desafío de la gestión de los espacios naturales de Andalucía en el siglo XXI. Una cuestión de valores. Documento de bases. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla. 2010.

<http://www.caescg.org/>

Linda Godfrey, Nikki Funke and Carmel Mbizvo Bridging the science–policy interface : A new era for South African research and the role of knowledge. *South African Journal of Science*, 106, p. 1- 8. 2010.

Gonzalez Cristina et al. 2013. En espera de aceptación.

Government of Canada. A framework for science and technology advice: principles and guidelines for the effective use of science and technology advice in government decision making. 2000. Government of Canada, Ottawa.

Groffman, P. M., Stylinski, C., Nisbet, M. C., Duarte, C. M., Jordan, M. Burgin, A., Previtali, M. A. and Coloso, J. 2010. Restarting the conversation: challenges at the interface between ecology and society *Front Ecol Environ* 2010; 8(6): 284–291, doi:10.1890/090160

IGME. 2005. Instituto Geológico y Minero de España. www.igme.es (accessed 20 April 2005).

INE. 2005. Instituto Nacional de Estadística. www.ine.es (accessed 20 April 2005).

Instituto Cajamar. 2004. El modelo económico Almería basado en la agricultura intensiva. Instituto de Estudios Cajamar, Almería.

Jacobs, K., Garfin, G., and Buizer, J. 2009. The science–policy interface: experience of a workshop for climate change researchers and water managers. *Science and Public Policy*, 36(10), December 2009, pages 791–798.

DOI:10.3152/030234209X481969; <http://www.ingentaconnect.com/content/beechnet/spp>.

Jorreto, S., Sánchez Martos, F. y Pulido Bosch, A. 2007. Desalación y sostenibilidad de acuíferos costeros. El caso del delta del río Andarax. *Boletín Geológico y Minero*, 118 (Núm. Especial): 695-708 ISBN: 0366-0176 695

Junta de Andalucía. 1984–2004. Memoria Resumen. Consejería de Agricultura y Pesca, Delegación provincial de Almería, Almería.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Junta de Andalucía, 2005. Recursos naturales el agua. www.juntadeandalucia.es/medioambiente/elagua/indtablas.html#01 (accessed 20 April 2005).

Lubchenco, J. 1998. Entering the century of environment: A new social contract for science. *Science*, 279:491-497.

Machado, M.J., Benito, G., Barriendos, M., Rodrigo, F.S., 2011. 500 Years of rainfall variability and extreme hydrological events in southeastern Spain drylands. *Journal of Arid Environments* 75, 1244–1253.

MacKay, H. M., K. H. Rogers, and D. J. Roux. 2003. Implementing the South African water policy: holding the vision while exploring an uncharted mountain. *Water SA* 29(4):353–358.

Macleod, C. J. A., K. L. Blackstock, and P. M. Haygarth 2008. Mechanisms to improve integrative research at the science-policy interface for sustainable catchment management. *Ecology and Society* 13(2): 48. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art48/>

Manual de gestión ambiental de balsas de riego agrícola. CMA. 2012.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND). 2008.

Moreira, J. M. Rodríguez, M., Moniz, C., Ojeda, J. F., Rodríguez, J., Venegas, C. y Zoido, F. 2005. Atlas de Andalucía, tomo II. Consejería de Obras Públicas y transporte-Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

Morgan ME, Smith NA, Blakey NC, Wilson DC. Science policy for sustainable waste and resources management: Putting principles into practice. *Proceedings of the Sardinia 2007 11th International Waste Management and Landfill Symposium*; 2007 Oct 1–5; S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. Cagliari: CISA; 2007.

Mota, J.F., Peñas, J., Castro, H., Cabello, J., 1996. Agricultural development vs. biodiversity conservation: the Mediterranean semiarid vegetation in El Ejido (Almería, southeastern Spain). *Biodiversity and Conservation* 5, 1597–1617.

ODI. 2006 Toolkit for progressive policymakers in developing countries. Sutcliffe S, Court J, editors. London: RAPID; 2006.

Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España. 2008

Perez, J., Lopez, J.C., Dolores Fernandez, M., 2002. La Agricultura del sureste: situación actual y tendencias de las estructuras de producción en la horticultura Almeriense. In: *Cajamar Rural Intermediterránea, La Agricultura Mediterránea en el Siglo XXI*. Instituto de Estudios Socioeconomicos de Cajamar, Almería, pp. 262–282.

Poff, N. L., J. D. Allan, M. A. Plamer, D. D. Hart, B. R. Richter, A. H. Arthington, K. H. Rogers, J. L. Meyer, and J. A. Stanford. 2003. River flows and water wars: emerging science for environmental decision-making. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:289–306.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

Programa Andaluz de Adaptación al Cambio Climático. 2011. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Depósito Legal SE-6776-2011. ISBN 978-84-92807-52-9

Pulido-Lebeuf, P., Pulido-Bosch, A., Calvache, M.L., Vallejos, A., Andreu, J.M., 2003. Stontium, SO₂-S and Mg²⁺/Ca²⁺ ratios as tracers for the evolution of seawater in coastal aquifers: the example of Castell de Ferro aquifer (SE Spain). *Comptes Rendus Geosciences* 335 (14), 1039–1048.

Registro de fundaciones. Fecha de inscripción.

Rodrigo, F.S., Trigo, R.M. 2007. "trends in daily rainfall in the Iberian Peninsula from 1951 to 2002". *Int. J. Climatol* 27: 513-529.

Rodrigo, F.S. 2007. "El clima de Andalucía a través de los registros históricos" pp 25-41. En: Sousa, A., García-Barrón, L., Jurado, V. (eds) "El cambio climático en Andalucía: evolución y consecuencias medioambientales". Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 332 p. ISBN: 978-84-96776-40-1.

Roux, D. J., K. H. Rogers, H. C. Biggs, P. J. Ashton and A. Sergeant. 2006. Bridging the science–management divide: moving from unidirectional knowledge transfer to knowledge interfacing and sharing. *Ecology and Society* 11(1): 4. [online].

URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art4/>

RUDD, M. A. (2011), How Research-Prioritization Exercises Affect Conservation Policy. *Conservation Biology*, 25: 860–866. doi: 10.1111/j.1523-1739.2011.01712.x

Sánchez-Picón, A., Aznar-Sánchez, J.A., García-Latorre, J., 2011. Economic cycles and environmental crisis in arid southeastern Spain. A historical perspective. *Journal of Arid Environments* 75, 1360–1367. Sánchez-Piñero, F., Tinaut, A., Aguirre-Segura, A., Miñano

Sánchez-Piñero, F., Tinaut, A., Aguirre-Segura, A., Miñano, J., Lencina, J.L., Ortiz- Sánchez, J., Pérez-López, J., 2011. Terrestrial arthropod fauna of arid areas of SE Spain: diversity, biogeography, and conservation. *Journal of Arid Environments* 75, 1321–1332.

Scientific Knowledge for Environmental Protection (SKEP) ERA-NET. Dissemination and implementation of environmental research. Report 5681. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency; 2008.

South African Department of Science and Technology. Global change grand challenge executive summary. [homepage on the Internet]. c2008 [cited 2009 May 26]. Available from: <http://globalchange.grandchallengeonline.org/documents>

Stirling, A. 2006. Analysis, participation and power: justification and closure in participatory multi-criteria analysis. *Land Use Policy* 23:95-107.

Turton AR, Hattingh HJ, Maree GA, Roux DJ, Claassen M, Strydom WF. Governance as a dialogue: Government-Society-Science in transition. Berlin: Springer-Verlag; 2007.

Seguimiento de los Efectos del Cambio Global en Zonas Áridas y Semiáridas del Levante Andaluz - Glocharid

UK National Audit Office. Getting the evidence: Using research in policymaking. Report by the Comptroller and Auditor General, HC 586-I Session 2002–2003: 2003 April 16 [document on the Internet]. c2003 [cited 2008 Feb 29]. Available from: http://www.nao.org.uk/publications/nao_reports/02-03/0203586-i.pdf

Watson-Wright W. Science as a foundation for decision making. Presentation by the Assistant Deputy Minister, Science, Professional Institute of the Public Service of Canada. Presented at: The Science Policy Symposium; 2007 Sep 7; Gatineau, Canada.

Wenger, E. 1998. Communities of practice: learning, meaning and identity. Cambridge University Press, New York, New York, USA.

Wenger, E. 2005. Knowledge management as a doughnut: shaping your knowledge strategy through communities of practice. Ivey Business Journal January/February 2005. ????

Wenger, E., R. McDermott, and W. Snyder. 2002. Cultivating communities of practice: a guide to managing knowledge. Boston Business School Press, Boston, Massachusetts, USA.

Westley, F. 1995. Governing design: the management of social systems and ecosystem management. Pages 391–427 in L. Gunderson, C.S. Holling, and S. Light, editors. Barriers and bridges to the renewal of ecosystems and institutions. Columbia University Press, New York, New York, USA.

Wilson, E. O. 1992. The diversity of life. Harvard University Press. ISBN 0-674-21298-3.

Fdo. **Hermelindo Castro Nogueira**

Director del Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global.

*Vicerrectorado de Investigación, Desarrollo e Innovación. **Universidad de Almería.***