

Trabajo Fin de Máster

*Máster en Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad
(2014-2015)*

Ecología y conservación de la diversidad funcional de ecosistemas en la transición mediterráneo-desierto-tropical de la Península de Baja California



Beatriz Pérez Cazorla



Universidad de Granada

Tutores:

Domingo Alcaraz-Segura

Julio Peñas de Giles



CAESCG

CENTRO ANDALUZ PARA LA EVALUACIÓN
Y SEGUIMIENTO DEL CAMBIO GLOBAL

Contribución del estudiante al trabajo

Las hipótesis del trabajo fueron planteadas conjuntamente entre los tutores D. Alcaraz-Segura y J. Peñas y la estudiante B. Pérez Cazorla, en colaboración con P.P. Garcillán (del CIBNOR de Baja California). El material de partida fue la serie temporal de imágenes MODIS facilitada por J. Cabello del CAESCG de la Universidad de Almería y tres scripts de IDL facilitados por D. Alcaraz-Segura para el cálculo de Tipos Funcionales de Ecosistemas (adaptado a 231 m), de las medias de los atributos funcionales, y de la diversidad funcional, variabilidad interanual y similitud. El procesamiento de las imágenes, el tratamiento de los datos en sistemas de información geográfica y el análisis estadístico fue realizado por la estudiante. La interpretación de los resultados fue realizada por la estudiante junto a los tutores y P.P. Garcillán, J. Cabello y A. Reyes. La redacción de la memoria la realizó la estudiante atendiendo a las correcciones de los tutores y de P.P. Garcillán.

Ecología y conservación de la diversidad funcional de ecosistemas en la transición mediterráneo-desierto-tropical de la Península de Baja California

ÍNDICE

RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Dimensión funcional de la biodiversidad	3
1.2. La medida del funcionamiento ecosistémico: Teledetección y Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs)	4
1.3. Controles ambientales de la biodiversidad	6
1.4. Funcionamiento ecosistémico y conservación en áreas protegidas	7
1.5. Importancia de las zonas de transición entre biomas	7
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	8
3. METODOLOGÍA	9
3.1. Área de estudio	9
3.2. Bases de datos utilizadas	11
3.3. Análisis del funcionamiento ecosistémico	12
3.3.1. <i>Identificación y caracterización de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs)</i>	12
3.3.2. <i>Variabilidad y similitud interanuales, dominancia espacial y rareza de TFEs</i>	14
3.3.3. <i>Análisis de Correspondencias (CA) entre TFEs y ecorregiones</i>	14
3.4. Análisis de los controles climáticos de la diversidad funcional de ecosistemas	15
3.5. Análisis de huecos en conservación	15
4. RESULTADOS	17
4.1. Descripción del funcionamiento ecosistémico	17
4.1.1. <i>Patrones espaciales del funcionamiento: Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs)</i>	17
4.1.2. <i>Variabilidad interanual y similitud de TFEs</i>	19
4.1.3. <i>Dominancia y rareza de TFEs</i>	21
4.2. Correspondencia entre los patrones espaciales de TFEs y las ecorregiones	23
4.3. Controles climáticos de la diversidad funcional	24
4.4. Representatividad de las áreas naturales protegidas	28
5. DISCUSIÓN	32
5.1. Caracterización y patrones del funcionamiento en una región de transición mediterráneo-desierto-tropical	32
5.2. Papel de los controles climáticos de la diversidad funcional	36
5.3. Áreas naturales protegidas y propuestas de conservación	38
6. CONCLUSIONES	41
7. BIBLIOGRAFÍA	42
8. ANEXO	50

RESUMEN

La Biología de la Conservación debe contemplar las tres componentes de la biodiversidad: composición, estructura y función. El funcionamiento de los ecosistemas está ganando atención gracias a su conexión con los servicios ecosistémicos y a que los efectos del cambio global se perciben más rápidamente a nivel de ecosistema y sobre sus aspectos funcionales. Este trabajo pretende caracterizar los patrones y controles de la diversidad funcional de ecosistemas como apoyo a la planificación de la conservación de la biodiversidad en el diseño de redes de áreas protegidas representativas en la transición mediterráneo-desierto-tropical de la Península de Baja California.

Para ello, empleamos Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs), que son grupos de ecosistemas con dinámicas similares en los intercambios de materia y energía entre la biota y el ambiente físico. Se identificaron a partir de tres atributos funcionales de los ecosistemas relacionados con la producción primaria, estacionalidad y fenología, derivados de imágenes de satélite del índice de vegetación EVI (*Enhanced Vegetation Index*).

Este trabajo proporciona por primera vez una caracterización de la heterogeneidad espacial y variabilidad temporal en el funcionamiento de los ecosistemas de una transición mediterráneo-desierto-tropical. En general, los patrones geográficos del funcionamiento de los ecosistemas reflejaron la regionalización ecológica definida por atributos estructurales y composicionales de la biodiversidad. No obstante, se detectaron diferencias entre la caracterización funcional y algunas ecorregiones consideradas como mediterráneas pero que funcionalmente se mostraron como desérticas y otras consideradas desérticas pero funcionalmente tropicales. La región mediterránea presentó la mayor diversidad funcional de ecosistemas, seguida por la desértica. La región desértica mostró la mayor variabilidad interanual en el funcionamiento ecosistémico, seguida por la mediterránea. La región tropical presentó los valores más bajos de diversidad y el funcionamiento ecosistémico más estable a lo largo de los años. El principal control climático de la diversidad de TFEs fue la energía térmica (temperatura), teniendo las altas temperaturas un efecto limitante, y la estacionalidad de las temperaturas un efecto positivo. Paradójicamente, pese a tratarse de una península mayoritariamente seca y árida, la cuantía de las precipitaciones no ejerció un control significativo sobre la diversidad funcional, aunque la estacionalidad en las precipitaciones mostró un efecto negativo sobre la misma.

Como implicaciones para la conservación, se detectaron zonas de importancia funcional con carencias en su protección. Pese a que casi todos los TFEs están representados en la red de áreas protegidas, algunos TFEs tropicales y mediterráneos montañosos con elevada productividad no alcanzaron el mínimo de superficie protegida que recomiendan las "Metas de Aichi para la Biodiversidad". Nuestra propuesta de mejorar la protección de estos tipos de funcionamiento ecosistémico refuerza la propuesta de Arriaga *et al.* (2000) basada en atributos composicionales y estructurales de la biodiversidad. Esta coincidencia entre dos aproximaciones metodológicamente muy distintas, consolida el potencial que ofrece la caracterización funcional de ecosistemas mediante teledetección para la conservación de la biodiversidad.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Dimensión funcional de la biodiversidad

La biodiversidad está determinada por tres componentes (composición, estructura y función) considerados a todos sus niveles de organización, desde los genes hasta las ecorregiones (Noss 1990). Tradicionalmente, los patrones regionales de la biodiversidad se han evaluado empleando características estructurales y composicionales (como la fisionomía de la vegetación o la composición florística) (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974; Stephenson 1990), pero omitiendo la dimensión funcional de la biodiversidad. Por lo tanto, el estudio del funcionamiento es un complemento necesario de los estudios tradicionales (Milchunas y Lauenroth 1995) que debe ser incluido en los programas de conservación (Noss 1990).

Tradicionalmente, la Biología de la Conservación se ha centrado más en la ecología evolutiva que en la ecología termodinámica (Callicott *et al.* 1999). Según Cabello *et al.* (2012), la mayor tangibilidad de las entidades discretas que se estudian en ecología evolutiva (como las especies) ha posibilitado un mayor y más temprano avance en el empleo de la composición y estructura de la biodiversidad en conservación. Mientras que por el contrario, el hecho de que la ecología termodinámica se base en unidades continuas e intangibles utilizando criterios de agregación como la biomasa o los flujos de materia y energía, ha retrasado y limitado su empleo en conservación. El empleo de atributos tangibles de la biodiversidad (como la composición y la estructura) en ecología evolutiva representa una ventaja a la hora de transmitir las necesidades de conservación (Cabello *et al.* 2012) ya que las acciones que involucran entidades fácilmente reconocibles y perceptibles son más atractivas para los políticos, los encargados de la conservación y el público en general (Allen y Hoekstra 1992). No obstante, hoy día las Metas de Biodiversidad de Aichi desarrolladas dentro del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB 2011) ya recogen que los procesos ecológicos y evolutivos deben ser expresamente contemplados en conservación, pues los tres componentes de la biodiversidad (composición, estructura y función) son los que determinan y constituyen la biodiversidad de un área (Soulé 1985; Noss 1996; Cowling 2004; Cabello *et al.* 2012).

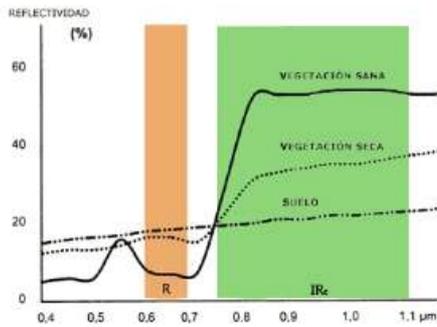
Esta dimensión funcional de la biodiversidad integra los procesos ecológicos y evolutivos, que van desde el flujo de genes a los intercambios de materia y energía entre la biota y el medio físico (Noss 1990). Para su estudio, podemos emplear atributos funcionales relacionados, por ejemplo, con el intercambio de materia y energía entre la vegetación y la atmósfera (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974). Estos atributos presentan varias ventajas frente a los atributos composicionales o estructurales ya que ofrecen una respuesta más rápida frente a cambios ambientales, lo que permite y favorece la gestión adaptativa y la detección temprana de impactos (Milchunas y Lauenroth; 1995; Myneni *et al.* 1997). Además, los atributos funcionales permiten caracterizar cualitativa y cuantitativamente los servicios ecosistémicos (Daily 1997; Costanza *et al.* 1997) y pueden ser monitoreados fácilmente y de forma sistemática mediante imágenes de satélite (Paruelo *et al.* 2001), pudiendo así ser registrados a nivel ecosistémico, sobre grandes áreas y en tiempo real (Costanza *et al.* 1992), lo que proporciona una caracterización dinámica de los ecosistemas. De hecho, la teledetección está permitiendo incorporar indicadores de funcionamiento ecosistémico a la conservación de la biodiversidad (Duro *et al.* 2007; Horning *et al.* 2010; Cabello *et al.* 2012; Pettorelli *et al.* 2014, Skidmore *et al.* 2015; O'Connor *et al.* 2015).

Durante los últimos años, el estudio del funcionamiento de los ecosistemas ha ganado gran atención de cara a la evaluación y seguimiento de los efectos del cambio global sobre la biodiversidad (Cabello *et al.* 2012; Pereira *et al.* 2013). Su importancia se debe a que los efectos del cambio global son particularmente perceptibles a nivel de ecosistema (Vitousek 1994), e inciden antes sobre su funcionamiento que sobre su estructura y composición (McNaughton *et al.* 1989; Milchunas y Lauenroth 1995). Además, la incorporación de los procesos ecológicos presenta una gran importancia para el manejo ecosistémico de los recursos, en la planificación sistemática de la conservación (Margules y Pressey 2000; Jax 2010), así como para el desarrollo de estrategias de conservación que integren los efectos del cambio global (Hannah 2001 y 2002; Scott *et al.* 2002; Araujo *et al.* 2004; Velarde *et al.* 2005; Cabello *et al.* 2008; Tang *et al.* 2011; Aspizua *et al.* 2012; Pereira *et al.* 2013; Pérez-Luque *et al.* 2015).

1.2. La medida del funcionamiento ecosistémico: Teledetección y Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs)

En la actualidad, el uso de imágenes de satélite proporciona métodos adecuados para producir una caracterización espacialmente continua del funcionamiento de los ecosistemas a escala regional (Xiao y Moody 2004; Alcaraz-Segura *et al.* 2006). Tanto los modelos teóricos como empíricos apoyan la relación entre índices espectrales derivados de imágenes de satélite y atributos funcionales de los ecosistemas como la evapotranspiración, la temperatura superficial, el albedo o la producción primaria neta (di Bella *et al.* 2000; Liang 2000; Running *et al.* 2000; Pettorelli *et al.* 2005). Entre ellos, La producción primaria está considerada como el indicador más integrador y esencial del funcionamiento de los ecosistemas (McNaughton *et al.* 1989; Virginia y Wall 2001) ya que posee un papel fundamental en el ciclo del carbono, es la base energética de la cadena trófica y, por tanto, el motor de inicio de muchos procesos ecológicos. Además, al presentar una respuesta integral del ante los cambios ambientales, constituye un indicador sintético de la salud del ecosistema (Costanza *et al.* 1992).

Entre los índices espectrales derivados de imágenes de satélite más importantes y utilizados se encuentran los índices de vegetación (IV), como el NDVI (*Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada*) y el EVI (*Enhanced Vegetation Index*) (*Fig.1*). El NDVI se calcula a partir de la reflectancia en las longitudes de onda del rojo y del infrarrojo cercano (Tucker y Sellers 1986), mientras que el cálculo del EVI incluye también la reflectancia en el azul. Esto supone una mejora del NDVI, ya que considera el efecto de la atmósfera y la señal radiométrica del suelo bajo la cobertura vegetal (Liu y Huete 1995; Huete 1999), por lo que proporciona una medida más precisa de la actividad fotosintética que el NDVI tanto en zonas áridas como en áreas con vegetación muy densa (Evrendilek y Gulbeyaz 2008). Los valores de los índices varían según el verdor de la vegetación, oscilando entre -1 y 1. Ambos índices se pueden utilizar para estimar la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (fAPAR) (*Fig.1*) (Myneni y Williams 1994; Wang *et al.* 2004), que representa el control principal de la producción primaria (Monteith 1972) (*Ecuación 1*), debido a la relación lineal existente entre ambas variables.



$$NDVI = (IRc - R) / (IRc + R)$$

$$EVI = (IRc - R) / (IRc + R - A)$$

R = reflectancia en la longitud de onda del rojo

IRc = reflectancia en la longitud de onda del infrarrojo cercano

A = reflectancia en la longitud de onda del azul

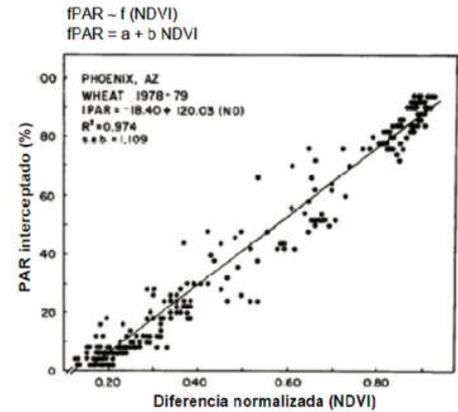


Fig. 1. (a) Índices espectrales de vegetación NDVI (Tucker y Sellers 1986); (b) Relación NDVI y fPAR (Hatfield et al. 1984)

$$PPN \quad = \quad PAR \quad \times \quad fPAR \quad \times \quad EUR$$

$$[gC \ m^{-2} \ a\tilde{n}o^{-1}] \quad = \quad [MJ \ m^{-2} \ a\tilde{n}o^{-1}] \quad [proporción] \quad [gC \ MJ^{-1}]$$

Ecuación 1: Modelo de Monteith para calcular la Producción Primaria Neta (PPN) a partir de la Radiación Fotosintéticamente Activa incidente (PAR), la fracción de esa radiación que es interceptada por la vegetación (fPAR), y la eficiencia en el uso de la radiación por parte de las plantas para transformarla en carbono orgánico (EUR). Monteith 1972

Las investigaciones ecológicas basadas en índices espectrales de vegetación poseen un gran valor en biología de la conservación (Turner et al. 2003; Cabello et al. 2012; Pettorelli 2013), como apoyo a la gestión (Pelkey et al. 2003) y en el estudio de respuestas frente a cambios ambientales (Pettorelli et al. 2005). Son numerosas las ventajas que presenta el uso de estos índices para estudiar la dinámica de la vegetación. El uso de la información obtenida en satélites permite el seguimiento de la integridad de los procesos ecológicos esenciales y su variabilidad espacial y temporal con la ventaja de utilizar protocolos comunes en toda la Tierra (Dale y Beyeler, 2001). En este sentido, varios trabajos han demostrado la capacidad de las series temporales de imágenes de satélite para evaluar la existencia cambios funcionales en los ecosistemas tanto a nivel regional (Baldi y Paruelo 2008; Alcaraz-Segura et al, 2010b) como local (Alcaraz-Segura et al, 2008a; Alcaraz-Segura et al, 2008b; Alcaraz-Segura et al, 2009b) y para evaluar la provisión de servicios ecosistémicos (Paruelo et al. 2011; Alcaraz-Segura et al. 2013).

Para caracterizar el funcionamiento de los ecosistemas a partir de índices espectrales de vegetación podemos utilizar el enfoque desarrollado por Paruelo et al. (2001) y Alcaraz-Segura et al. (2006, 2013) basado en Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs). Los Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs) son grupos de ecosistemas con dinámicas similares en los intercambios de materia y energía entre la biota y el ambiente físico. Es un concepto análogo al de Tipos Funcionales de Plantas, pues al igual que las especies de plantas se agrupan en base a sus características funcionales, los ecosistemas se pueden agrupar de acuerdo con su comportamiento funcional. Para identificarlos, inicialmente estos autores emplearon series temporales de índices de vegetación (IV) (e.g. NDVI, EVI), aunque algunos estudios también incorporan otros descriptores del balance de materia y energía (e.g. albedo, temperatura superficial, o evapotranspiración (Fernández et al. 2010; Pérez-Hoyos et al. 2014; Ivits et al.

2013). Los TFEs se construyen a partir de tres descriptores sintéticos del funcionamiento ecosistémicos derivados de la curva anual o dinámica estacional de los índices espectrales de vegetación: el EVI medio anual como estimador de la producción primaria anual, el coeficiente de variación intraanual del EVI como descriptor de la estacionalidad en las ganancias de carbono, y el momento del máximo valor de EVI como indicador fenológico de la estación de crecimiento. Estos atributos funcionales capturan la mayor parte de la varianza de la serie temporal de EVI (Paruelo *et al.* 2001; Alcaraz-Segura *et al.* 2006, 2009a) (Fig.2).

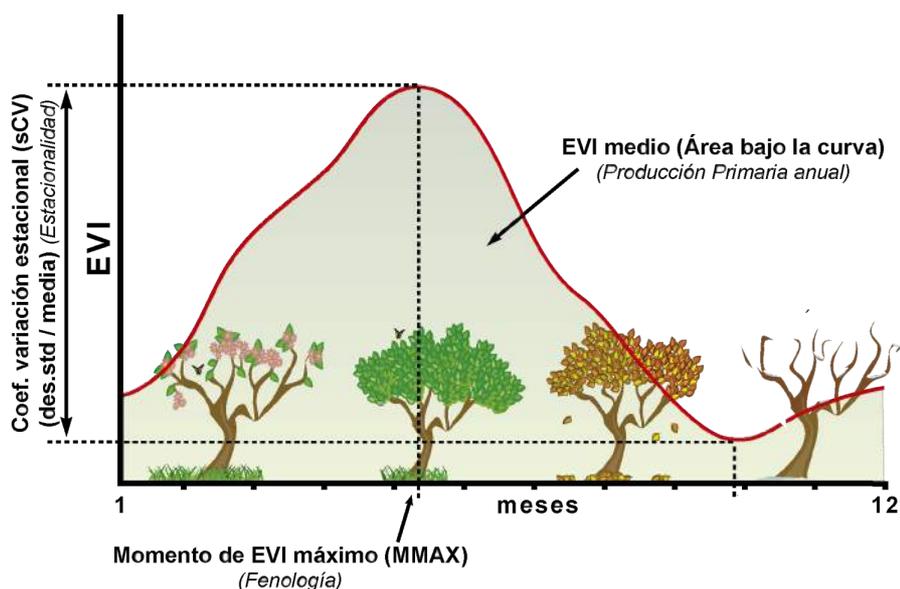


Fig.2: Curva anual del índice espectral de vegetación EVI y los tres descriptores funcionales del funcionamiento

El empleo de TFEs no sólo han permitido capturar y describir la heterogeneidad espacial y temporal del funcionamiento de la vegetación (Alcaraz-Segura *et al.* 2006), sino que también se han empleado para evaluar los controles ambientales de la diversidad funcional de una región a nivel de ecosistema (Alcaraz-Segura *et al.* 2013), establecer prioridades geográficas en conservación (Cabello *et al.* 2008) y analizar la representatividad en el funcionamiento de redes de espacios protegidos (Cabello *et al.* 2013). Desde que apareció el concepto de TFE en 2001 (Paruelo *et al.* 2001), su implementación o la de metodologías similares no ha parado de crecer para caracterizar la heterogeneidad ambiental a escala regional (Azzali y Menenti 1999; Alcaraz-Segura *et al.* 2006; Karlsen *et al.* 2006; Duro *et al.* 2007; Fernández *et al.* 2010; Geerken 2009; Alcaraz-Segura *et al.* 2013; Ivits *et al.* 2013; Pérez-Hoyos *et al.* 2014; Müller *et al.* 2014; Wang y Huang 2015).

1.3. Controles ambientales de la biodiversidad

A nivel global, existen numerosos estudios que evalúan cómo diversos factores ambientales determinan los patrones regionales de la diversidad de especies y estructura de las comunidades, si bien todavía son escasas las evaluaciones de los controles ambientales de la diversidad funcional a nivel de ecosistema (aunque véase Alcaraz-Segura *et al.* 2013). A nivel de especie, se sabe que existe mayor efecto positivo de la disponibilidad de agua sobre la riqueza en el hemisferio sur, mientras que en el hemisferio norte el mayor control de la riqueza es la disponibilidad de energía (Hawkins *et al.* 2003; Whittaker *et al.* 2007). También es conocido que existe un efecto positivo universal sobre la riqueza de especies de la heterogeneidad espacial (en

cobertura del suelo, vegetación, clima, suelo y topografía) para todos los taxa, biomas y escalas espaciales (Nichols *et al.* 1998; Stein *et al.* 2014) y que la relación entre productividad primaria y riqueza de especies de animales y plantas en ecosistemas naturales es predominantemente positiva (Gillman *et al.* 2015). Otros estudios también han mostrado la existencia de una relación positiva entre la estabilidad climática y la diversidad de especies (Tilman *et al.* 2006; Carnaval *et al.* 2009). Numerosos estudios han evaluado la relación entre biodiversidad y funcionamiento ecosistémico principalmente a partir de la relación entre riqueza de especies y producción primaria (aunque véase Maestre *et al.* 2012). No obstante, es conocido que no es la riqueza de especies sino la diversidad de tipos funcionales de especies la que conecta mejor los mecanismos subyacentes de los efectos de la biodiversidad sobre el funcionamiento ecosistémico (Hooper *et al.* 2005). Pese a todo este conocimiento acumulado, todavía se ha prestado poca atención a los controles y efectos de la diversidad funcional a nivel de ecosistema (ver Cabello *et al.* 2012; Alcaraz-Segura *et al.* 2013).

1.4. Funcionamiento ecosistémico y conservación en áreas protegidas

Las áreas protegidas constituyen la principal estrategia para la conservación de la naturaleza ante la continua pérdida de biodiversidad actual (Chape *et al.* 2005; Butchart *et al.* 2010; CDB 2010). Las áreas protegidas son espacios reconocidos por su importancia para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, en muchos países las primeras áreas protegidas no fueron definidas por su valor ecológico, sino por criterios estéticos y recreativos. Estos criterios iniciales no perseguían los objetivos de protección de la biodiversidad, y por lo tanto, es necesario revisar su funcionamiento, conectividad y representatividad (Arriaga *et al.* 2000). Muchos trabajos han evaluado formalmente la representatividad de las redes de áreas protegidas para capturar la diversidad de especies, hábitats o subrogados ambientales (Barr *et al.* 2011, Beier *et al.* 2015). Sin embargo, la representación de los ecosistemas sigue siendo una tarea por hacer (Pressey 2014), en especial para capturar la diversidad funcional a nivel de ecosistema (Cabello *et al.* 2012).

Actualmente, además, hay que añadir el paradigma del papel del funcionamiento ecosistémico en la conservación de la biodiversidad (Naeem 2002; Hooper *et al.* 2005), que ha incrementado la preocupación general por mantener la capacidad de los ecosistemas para sostener y regular los procesos y servicios ecosistémicos (Goldman *et al.* 2008; Naidoo *et al.* 2008). Hoy día, también es necesario incorporar el componente funcional a nivel de ecosistema en las prácticas de conservación (Jax 2010), más allá de los esfuerzos en especies individuales (Soulé y Wilcox 1980). De hecho, un número creciente de acuerdos internacionales, como el Convenio sobre la Diversidad Biológica o las Metas de Aichi requieren planes específicos de gestión que aborden el funcionamiento de los ecosistemas (Frid *et al.* 2008; CDB 2011). Esto nos obliga a tener en cuenta explícitamente los procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad (por ejemplo Rouget *et al.* 2003) y los servicios ecosistémicos que proporcionan estos procesos (Armsworth *et al.* 2007).

1.5. Importancia de las zonas de transición entre biomas

Las zonas de transición son áreas de gran relevancia ecológica donde suelen concentrarse hotspots de biodiversidad, por lo que constituyen áreas de interés para la conservación (Araújo y Williams, 2001; Gaston *et al.* 2001). Además, las áreas de transición hacia zonas áridas son especialmente sensibles a los cambios ambientales debido a que los procesos de desertificación

(ya sean por cambio climático, cambios de uso del suelo o invasiones de especies) pueden dejar al sistema atrapado en un estado desertificado y, por ejemplo, pueden hacer que numerosas especies que se encuentran en los extremos de sus distribución sufran extinciones locales. Esto incide sobre procesos tales como las ganancias de carbono y la dinámica del agua de los ecosistemas (Guerschman, 2005; Jackson *et al.* 2005; Fisher *et al.* 2009) y tiene como principales consecuencias la pérdida de la biodiversidad y la reducción de la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos (Naeem 2002; Millennium Ecosystem Assessment 2005; Paruelo *et al.* 2005, 2006). En cuanto a los controles sobre la biodiversidad en la transición hacia zonas áridas en el mundo, se ha visto cómo la fertilidad de los suelos y la variabilidad en la temperatura y la precipitación son los principales predictores de la diversidad beta en plantas pero poco se sabe sobre los controles de la diversidad funcional a escala de ecosistema (Ulrich *et al.* 2014).

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

El objetivo final de este trabajo fin de máster ha sido caracterizar los patrones y controles de la diversidad funcional de ecosistemas como apoyo a la planificación de la conservación de la biodiversidad en el diseño de redes de áreas protegidas representativas en una región de transición mediterráneo-desierto-tropical. Las hipótesis de trabajo que han guiado este estudio han sido:

- H1.** Los patrones geográficos de funcionamiento de los ecosistemas reflejan la regionalización ecológica descrita a partir de los atributos estructurales y composicionales de la biodiversidad.
- H2.** La variabilidad biológica y climática tanto espacial como temporal de las regiones de transición incrementan su diversidad funcional, por tanto, las zonas desérticas presentan mayor diversidad funcional y variabilidad interanual que las mediterráneas o las tropicales.
- H3.** En la transición mediterráneo-desierto-tropical de la Península de Baja California la energía térmica es el principal control de la diversidad funcional de ecosistemas (como ocurre en el hemisferio norte), frente a la disponibilidad de agua (que es el principal control en el hemisferio sur).
- H4.** Las áreas protegidas contienen una muestra representativa de la diversidad funcional de ecosistemas de la región de estudio.

Para comprobar estas hipótesis se han llevado a cabo los siguientes objetivos específicos:

1. Caracterizar los patrones espaciales del funcionamiento de los ecosistemas mediante la identificación de TFEs.
2. Describir la variabilidad interanual, dominancia y rareza de TFEs.
3. Evaluar la correspondencia entre los patrones espaciales de TFEs y las ecorregiones.
4. Determinar los controles climáticos de la diversidad de TFEs.
5. Analizar el grado en el que la actual red de áreas naturales protegidas representa la diversidad funcional de ecosistemas y proponer prioridades para la declaración de nuevas áreas.

3. METODOLOGÍA

3.1. Área de estudio

El área de estudio es la Península de Baja California (BC), México, situada en el suroeste de América del Norte (Fig.3). Tiene una longitud aproximada de 1250 km, y ocupa un área de 146.058 km² (el 7,4% del país). Debido a su carácter peninsular, compleja historia geológica, variada topografía, heterogeneidad climática y alta diversidad funcional, es un escenario ecológico de gran riqueza y complejidad (González-Abraham *et al.* 2010). Posee grandes contrastes ambientales en pequeñas extensiones (incluso menores de 100 km), lo que la convierte en una de las regiones espacialmente más diversas del mundo y en un auténtico laboratorio natural (Ezcurra 2001).

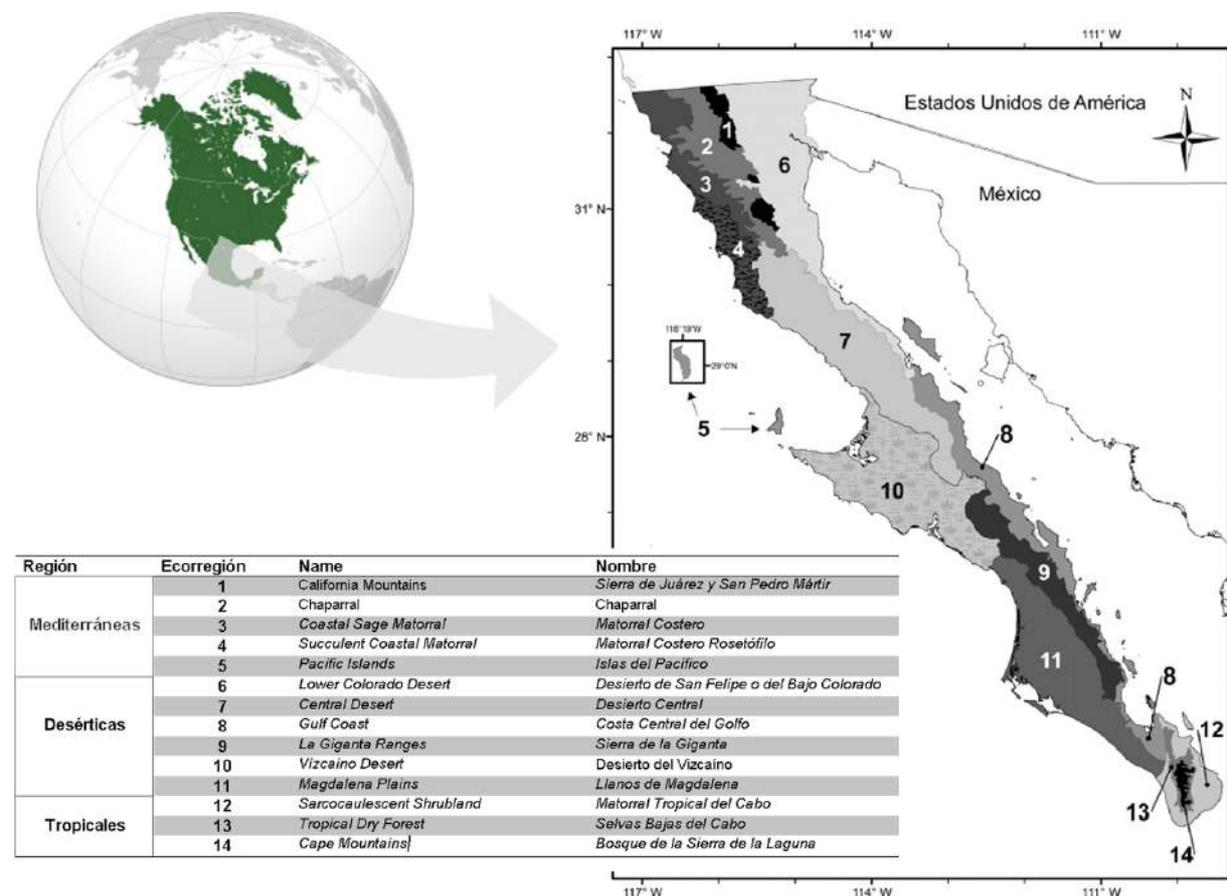


Fig.3: Ubicación geográfica del área de estudio y ecorregiones de la Península de Baja California (modificado de González-Abraham *et al.* 2010)

Existen veinte tipos diferentes de clima en la Península (de acuerdo a la clasificación de climas mundiales de Köppen, modificado por García 1988 para México). Entre estos encontramos climas muy áridos, templados y fríos en las zonas de alta montaña. La mayor parte del territorio tiene temperaturas medias anuales superiores a 18°C y la precipitación media anual es inferior a 200 mm. La precipitación más alta (500-700 mm) se produce en las partes altas de algunas sierras (>3.000 m), en ambos extremos de la Península. Por otro lado, las condiciones del desierto más extremas se producen a lo largo de las costas del Golfo de California, alcanzándose

en el noroeste las temperaturas más altas y las precipitaciones anuales más bajas (Hastings y Turner 1965; Riemann y Ezcurra 2007).

La Península de Baja California alberga 3.700 especies de plantas, 670 de las cuales son árboles y arbustos leñosos (Shreve y Wiggins 1964; Wiggins 1980; Lenz 1992; De la Luz *et al.* 2012). La mayor parte de la Península, sin embargo, está cubierta por la escasa vegetación de las zonas de desierto, que a nivel local es relativamente pobre en especies. Por tanto, la gran diversidad de especies de la Península está en mayor parte debida a la heterogeneidad espacial y a la beta diversidad (Garcillán *et al.* 2003).

Según González-Abraham *et al.* (2010), existe una doble polaridad ecológica peninsular que determina los patrones de biodiversidad. Por un lado, un gradiente norte-sur, debido a la presencia de clima templado en el noroeste y tropical en el sur, con una extensa región árida de transición entre ambas. Por otro lado, un gradiente este-oeste, como resultado de la combinación de una cadena montañosa distribuida de norte a sur a lo largo de la Península que separa la influencia de dos masas de agua marina muy distintas (fría en el Pacífico y cálida en el Golfo de California) (Shreve 1951; Wiggins 1980; Murphy 1983; Peinado *et al.* 1994; Arriaga *et al.* 1997). Este doble gradiente da lugar a la existencia de tres grandes regiones ecológicas: mediterránea en el noroeste, tropical en el extremo sur, y región desértica de transición entre ambos extremos (González-Abraham *et al.* 2010):

- *Región mediterránea.* Está situada en el noroeste peninsular. La precipitación se concentra en invierno y primavera (Hastings y Turner 1965). Dentro de esta región, existe una gran heterogeneidad ambiental, cuyas principales diferencias radican en altitud, precipitación e influencia marítima. La vegetación varía en las distintas zonas de la región, donde encontramos desde bosques de coníferas en zonas montañosas, hasta vegetación esclerófila, y zonas más abiertas de matorral costero, y matorral costero rosetófilo con especies suculentas como elemento dominante (González-Abraham *et al.* 2010).
- *Región desértica de transición.* Se extiende a lo largo de la Península formando una extensa transición entre los ecosistemas mediterráneos en el noroeste y los tropicales del sur. Las precipitaciones en general son escasas e irregulares, con una gran variabilidad espacial e interanual, con erráticas cantidades de lluvia de invierno y de verano. La latitud juega un papel importante en el desierto de transición, ya que determina el grado de afectación de las lluvias frontales de invierno desde el norte o de los ciclones tropicales de verano desde el sur. Esto da lugar a una cierta biestacionalidad en el régimen de lluvia en el centro peninsular (Hastings y Turner 1965; Ezcurra y Rodríguez 1986; Peinado *et al.* 2011). La longitud este-oeste en esta región también es un factor determinante, pues existe un gradiente climático desde el Océano Pacífico, más frío y húmedo, hasta el Golfo de California, más cálido y seco, que incluye sobre la temperatura del aire, la presencia de las nieblas costeras y el grado de continentalidad (Caso *et al.* 2007; González-Abraham *et al.* (2010); Reimer *et al.* 2015). En comparación con otros desiertos, el Desierto Sonorense (al que pertenece esta región de la Península de Baja California y que se extiende desde Estados Unidos a México), se caracteriza por una relativamente elevada cobertura arbórea (González-Abraham *et al.* 2010).
- *Región tropical.* Ocupa el extremo sur de la Península de Baja California y por ella cruza el Trópico de Cáncer. Su precipitación es mayor que en el desierto, siendo mayoritariamente derivada de tormentas ciclónicas tropicales de finales de verano y

otoño. La vegetación se compone de bosques y matorrales tropicales secos así como por vegetación de carácter templado en la parte alta de las montañas (> 1.000 m).

Respecto al estado de conservación del área de estudio, la Península de Baja California se ha distinguido como una de las regiones del país menos poblada, lo que le confiere alta naturalidad y facilita el estudio de los controles naturales del funcionamiento de los ecosistemas. La densidad humana promedio de la Península es de 26 habitantes por km² (INEGI 2011). La población está muy concentrada en los extremos norte y sur peninsular (Canales 1995; Miranda-Ramírez 2013), donde hay mayor precipitación y acceso al agua subterránea. Esto provoca que la mayor parte de la Península tenga valores muy bajos de densidad poblacional, existiendo extensas zonas en las que los ecosistemas naturales han experimentado presiones humanas relativamente bajas. Además, trabajos recientes sobre la huella humana de México la sitúan como una de las áreas con menor presión antrópica del país (González-Abraham *et al.* 2015), y por tanto se encuentra bien conservada. No obstante, a pesar de su naturalidad, tanto los efectos del cambio climático (Yarrow y Marín 2007) como la creciente presión humana (Enríquez-Andrade *et al.* 2005; Miranda-Ramírez 2013) constituyen serias amenazas para su biodiversidad.

3.2. Bases de datos utilizadas

- *Series temporales de imágenes de satélite*

Para caracterizar el funcionamiento ecosistémico se utilizaron series temporales de imágenes de satélite del Índice de Vegetación Mejorado (*Enhanced Vegetation Index* - EVI), como subrogado de la producción primaria (Monteith 1972; Paruelo *et al.* 1997). Se empleó el EVI ya que se ve menos afectado por el efecto del suelo desnudo que el NDVI (Huete 1999). En concreto se usó el producto MOD13Q1 del sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo del satélite Terra, consistente en imágenes con resolución temporal de 16 días (23 imágenes por año), resolución espacial de 231 x 231 m, y disponibles gratuitamente desde el año 2000 hasta la actualidad (Solano *et al.* 2010). El periodo estudiado fue desde 2001 (primer año completo en la serie) hasta 2014 (último año completo para la serie).

- *Mapa del Índice de Huella Humana*

Para minimizar el efecto que pudieran tener los usos humanos del suelo sobre los resultados, sólo se incluyeron en los análisis áreas de elevada naturalidad, es decir, áreas con un Índice de Huella Humana (*Human Footprint Index*) bajo ($HFI < 1$) según el mapa de González-Abraham *et al.* (2015) para México. El Índice de Huella Humana (definido inicialmente por Sanderson *et al.* 2002) refleja el grado de transformación de los ecosistemas debido al uso humano directo del suelo y al establecimiento de infraestructuras, pero no a la transformación indirecta ni a los efectos ecológicos indirectos derivados del cambio global (González-Abraham *et al.* 2015). Para su cálculo, González-Abraham *et al.* (2015) emplearon mapas de usos del suelo, densidad poblacional, e infraestructuras de comunicaciones como indicadores de la intensidad y extensión de las transformaciones antrópicas (Theobald 2013).

- *Mapa de ecorregiones*

Para comparar la caracterización del funcionamiento ecosistémico de este estudio con regionalizaciones ecológicas previas de la Península de Baja California se utilizó el mapa de ecorregiones de González-Abraham *et al.* (2010) (*Fig.3*). Este mapa es el resultado de una revisión sintética de toda la literatura publicada sobre regionalización de la Península, donde se

identifican y acuerdan las fronteras de las ecorregiones que anteriormente presentaban mayor discrepancia entre los autores. Los autores proponen 14 ecorregiones para la Península agrupadas en tres grandes regiones (de norte a sur): mediterránea, desértica y tropical (*Fig.3*). Por recomendación de los autores, en los resultados se emplea la denominación en inglés de las ecorregiones.

- *Datos climáticos de WorldClim*

Para determinar los controles climáticos de la diversidad funcional de ecosistemas, entendida como riqueza de TFEs, se utilizaron variables climáticas procedentes de la base de datos *WorldClim* (Hijmans *et al.* 2005). *WorldClim* contiene variables climáticas globales, con una resolución de 1x1km para el periodo 1960-1990. Se utilizaron las 19 variables bioclimáticas disponibles que fueron calculadas a partir de los valores mensuales de temperatura y precipitación con el fin de generar variables biológicamente más significativas.

3.3. Análisis del funcionamiento ecosistémico

3.3.1. Identificación y caracterización de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs)

- *Cálculo de atributos funcionales*

Para caracterizar el funcionamiento de los ecosistemas de Baja California se emplearon series temporales de imágenes de satélite para el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) (ver sección 3.2). A partir de la curva estacional del EVI para cada año se calcularon tres atributos funcionales descriptores de tres aspectos complementarios del funcionamiento de los ecosistemas (*Tabla 1*): la producción primaria, la estacionalidad y la fenología de las ganancias de carbono (Paruelo *et al.* 2001; Alcaraz-Segura *et al.* 2006, 2009a).

*Tabla 1: Atributos descriptores del funcionamiento ecosistémico (adaptado de Pettorelli *et al.* 2005)*

Atributo	Tipo de medida	Definición	Significado biológico	Fuente
EVI_medio	Productividad total y biomasa	Suma de valores positivos de EVI en un período de tiempo	Productividad anual de la vegetación	Tucker <i>et al.</i> (1985)
EVI_sCV	Estacionalidad. Variabilidad intra-anual en productividad	(Máximo EVI- Mínimo EVI) / EVI_medio	Permite comparaciones de estacionalidad	Guerschman <i>et al.</i> (2003)
EVI_MMAX	Fenología	Fecha en la que se registra el valor máximo de EVI	Momento de máxima producción de materia seca	Paruelo <i>et al.</i> (2001), Guerschman <i>et al.</i> (2003)

Se eligieron estos tres atributos porque capturan la mayor parte de la varianza en las series temporales de índices de vegetación, siendo así descriptores de la dinámica de las ganancias de carbono (Alcaraz-Segura *et al.* 2006) con significado biológico ampliamente reconocido (Pettorelli *et al.* 2005, Pettorelli 2013). Estos atributos funcionales han sido muy utilizados para describir el funcionamiento de los ecosistemas (Lloyd 1990; Nemani y Running 1997; Paruelo y Lauenroth 1998; Paruelo *et al.* 2001; Alcaraz-Segura *et al.* 2006; Cabello *et al.* 2008; Alcaraz-Segura *et al.* 2009b; Fernández *et al.* 2010; Alcaraz-Segura *et al.* 2013).

- *Identificación de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs)*

Los TFEs se identificaron siguiendo la metodología de Alcaraz-Segura *et al.* 2013 (Fig.4) a partir de los tres atributos funcionales anteriores. El rango de valores de cada atributo se dividió en cuatro intervalos (Tabla 1 en Anexo), que dan lugar al número potencial de 64 TFEs ($4 \times 4 \times 4 = 64$). Para *EVI_MMAX* se usaron las cuatro estaciones del año. En el caso de *EVI_medio* y *EVI_sCV* se empleó la mediana interanual del primer, segundo y tercer cuartiles obtenidos en cada año.

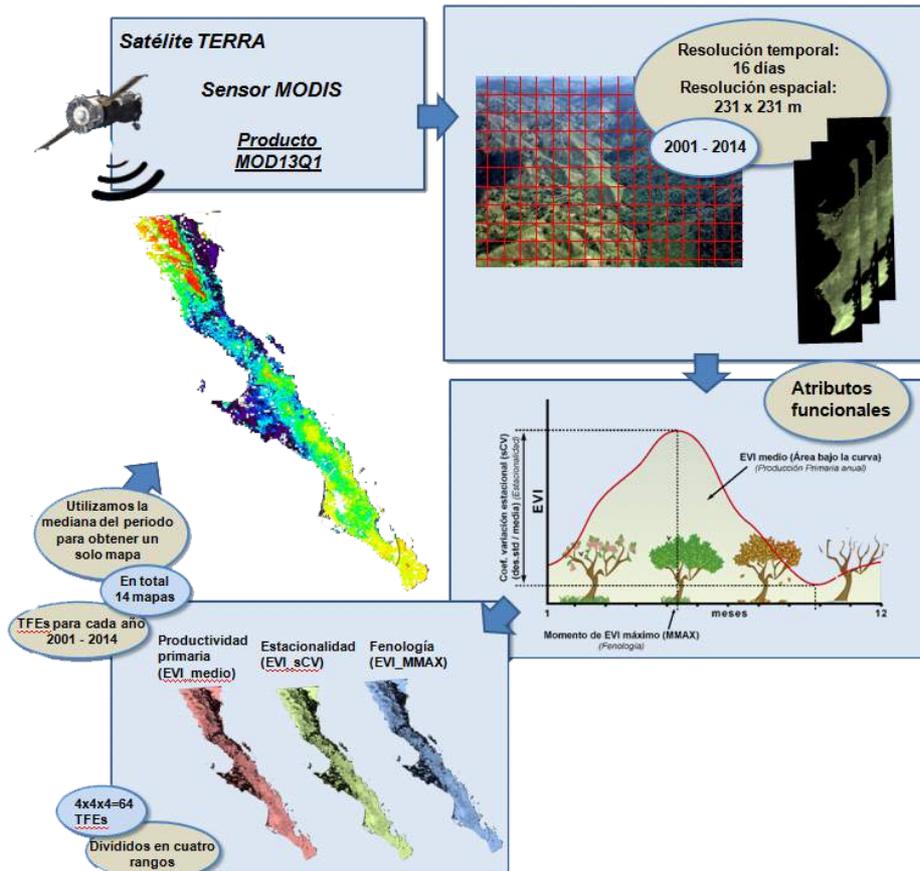


Fig.4: Diagrama de flujo para la construcción de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs).

Para nombrar cada TFE se utilizó la terminología sugerida por Alcaraz-Segura *et al.* 2013, basada en dos letras y un número. La primera letra, en mayúscula (A-D), indica la producción primaria y corresponde con el valor medio del índice de vegetación (*EVI_medio*), incrementando en orden alfabético su valor (de menor a mayor productividad). La segunda letra, en minúscula (a-d), muestra la estacionalidad (*EVI_sCV*), decreciendo su valor en orden alfabético (de mayor a menor estacionalidad). Los números son un indicador fenológico de la estación de crecimiento, momento del máximo EVI (1-4 para primavera, verano, otoño e invierno). Por ejemplo, el TFE Aa1 posee una baja productividad (A), elevada estacionalidad (a) y momento del máximo EVI en primavera (1). Una vez que se han fijado los límites entre los intervalos de cada variable, se aplicaron a las imágenes de los tres atributos para cada año, obteniendo así una serie temporal de 14 mapas de TFEs (2001-2014). Para obtener un solo mapa que represente la heterogeneidad funcional característica del período se seleccionó la mediana de los 14 mapas interanuales.

3.3.2. Variabilidad y similitud interanuales, dominancia espacial y rareza de TFEs

- *Variabilidad interanual:* Para caracterizar los patrones de variabilidad interanual en el funcionamiento de los ecosistemas, se calculó el número de TFEs diferentes que tuvieron lugar en un mismo píxel en el periodo 2001-2014.
- *Similitud interanual:* Como medida adicional de la variación interanual que tuviera en cuenta no sólo los cambios que experimenta un píxel sino también los movimientos en el funcionamiento ecosistémico que pudieran ocurrir a nivel de paisaje, se empleó el índice de similitud de Jaccard (Jaccard 1901). Primero se calculó el índice de Jaccard en una ventana móvil de 8x8 píxeles MODIS entre todas las combinaciones posibles de años y después se obtuvo la media interanual de todas las combinaciones. Esta medida representa cómo de parecidos son los TFEs que ocurren en dicha ventana a lo largo de toda la serie temporal (2001-2014). Los valores de similitud oscilan entre 0 y 1, siendo 1 el mayor grado de similitud en la composición y abundancia relativa de TFEs y 0 ausencia de la misma.
- *Dominancia espacial:* Para conocer cuáles fueron los tipos de funcionamiento ecosistémico dominantes en la Península, se seleccionaron los TFEs que cubrían el 50 y 75% de la misma. Para ello se calcularon los valores del área ocupada por cada uno, se ordenaron de mayor a menor extensión, y se representaron los valores relativos acumulados de superficie gráficamente de 0% a 100% de la Península.
- *Rareza:* Para determinar el índice de rareza de cada TFE se calculó el valor de rareza relativa de los mismos (*Ecuación 2*) (Cabello *et al.* 2013). Posteriormente, se asignó a cada píxel el valor de rareza correspondiente al TFE que lo ocupaba y, por último, se obtuvo el mapa de rareza de TFEs calculando la rareza media en una ventana móvil de 8x8 píxeles MODIS. La rareza de cada TFE (*Rareza_TFE_i*) se obtuvo como:

$$\text{Rareza TFE}_i = (ATFEmax - ATFE_i)/ATFEmax \quad (\text{Ecuación 2})$$

donde *i* es el TFE en cuestión, *A_TFEmax* es el área ocupada por el TFE más abundante y *A_TFE_i* es el área del TFE en cuestión. Este índice de rareza posee valores entre 0 y 1, siendo 1 un TFE muy raro en la Península, y 0 el valor mínimo de rareza.

3.3.3. Análisis de Correspondencias (CA) entre TFEs y ecorregiones

Para evaluar la correspondencia espacial entre los TFEs y las ecorregiones, se empleó un análisis de correspondencias (*Correspondence Analysis* -CA-) (Legendre y Legendre 2012) a partir de la tabla de contingencia entre ambos mapas (Alcaraz-Segura *et al.* 2006; Fernández *et al.* 2010). El análisis de correspondencias representa en un espacio multidimensional reducido la relación espacial existente entre las clases de ambos mapas. Por tanto, este espacio visualiza la relación espacial entre cada TFE y un tipo de ecorregión. Así, si un grupo de TFEs y ecorregiones aparecen cercanas entre sí en el CA, y distantes de otro grupo, es porque existe un alto grado de correspondencia espacial o solapamiento entre ellas. Para interpretar las agrupaciones entre TFEs y ecorregiones en términos de productividad, estacionalidad y fenología, se visualizó por triplicado el resultado del CA, pero cambiando los colores de los TFEs en el gráfico en función de cada atributo funcional (*Figs. 8, 9 y 10 en Anexo*).

3.4. Análisis de los controles climáticos de la diversidad funcional de ecosistemas

Para caracterizar la diversidad funcional de ecosistemas, se utilizó la riqueza de TFEs como indicador de la diversidad de tipos de funcionamiento ecosistémico que ocurren en el paisaje. La diversidad funcional se calculó contando el número de TFEs que existen dentro de una ventana móvil de 8x8 píxeles MODIS a través de toda el área de estudio. Se eligió una ventana de 8x8 píxeles por ser 64 el número máximo potencial de TFEs que podrían existir según nuestra metodología ($4 \times 4 \times 4 = 64$ clases de TFEs).

Para evaluar los controles climáticos que determinan la riqueza de TFEs se realizaron análisis estadísticos mediante Modelos Lineales Generalizados (*Generalized Linear Models* -GLMs-, función “glm” en R). La variable respuesta fue la riqueza de TFEs y como variables explicativas se utilizaron las 19 variables climáticas de *WorldClim* (Hijmans *et al.* 2005). En total se hicieron 19 GLMs, uno con cada variable climática.

La unidad muestral fue la ventana móvil de 8x8 píxeles MODIS, para la que se había calculado un valor de riqueza de TFEs. Para esa misma ventana se calculó la media espacial de cada variable climática a partir de los píxeles de *WorldClim* que caían en la misma.

Dado que la variable respuesta está constituida por datos de conteo (número de TFEs en la ventana de 8x8 píxeles), se empleó una distribución de Poisson, con función de enlace logarítmica “log” en el modelo. Como medidas de la bondad del ajuste de cada modelo se utilizó el Criterio de Información de Akaike (*Akaike Information Criterion* -AIC-) y la devianza explicada (R^2). Para comprobar el grado de significación de la devianza explicada por cada modelo, se realizó un análisis de la varianza (Análisis Of VAriance -ANOVA-) mediante un test de tipo Chi^2 .

Para determinar qué variables bioclimáticas son las más explicativas de la riqueza de TFEs, se empleó el AIC, la *Devianza* explicada y la significación de la Chi^2 . Para determinar el sentido de la relación entre la riqueza de TFEs y cada variable bioclimática se empleó la *Pendiente* del modelo y los gráficos de dispersión de la riqueza de TFEs en función de cada variable bioclimática. Las nubes de puntos se colorearon en función de la densidad de puntos empleando la función “Image” en R y se les aplicó una línea de ajuste mediante regresión polinómica local sobre la mediana mediante la función “Quantile.loess” de R.

3.5. Análisis de huecos en conservación

Para analizar el grado de representatividad con el que la red de áreas protegidas captura los diferentes tipos de funcionamiento ecosistémico presentes en la Península de Baja California, se realizaron gráficos que muestran la superficie total de cada TFE en la Península y la superficie del mismo que está protegida. Se identificaron huecos en conservación como aquellos TFEs que no se encontraban representados en ningún área protegida (Cabello *et al.* 2013). Este análisis se realizó para toda la Península y para las tres grandes regiones definidas por González-Abraham *et al.* (2010) por separado. Para el análisis por regiones, se tuvo en cuenta la superficie total de cada TFE en cada región y la superficie total de TFE protegido en cada región.

Por último, con el objetivo de proponer nuevas áreas protegidas para la conservación de la biodiversidad en la Península, se elaboraron mapas con aquellos TFEs poco representados en

las áreas protegidas y que no presentaban el mínimo del 17% de protección recomendado por la meta 11 de las *“Las Metas de Aichi para la Biodiversidad”* (CDB 2011).

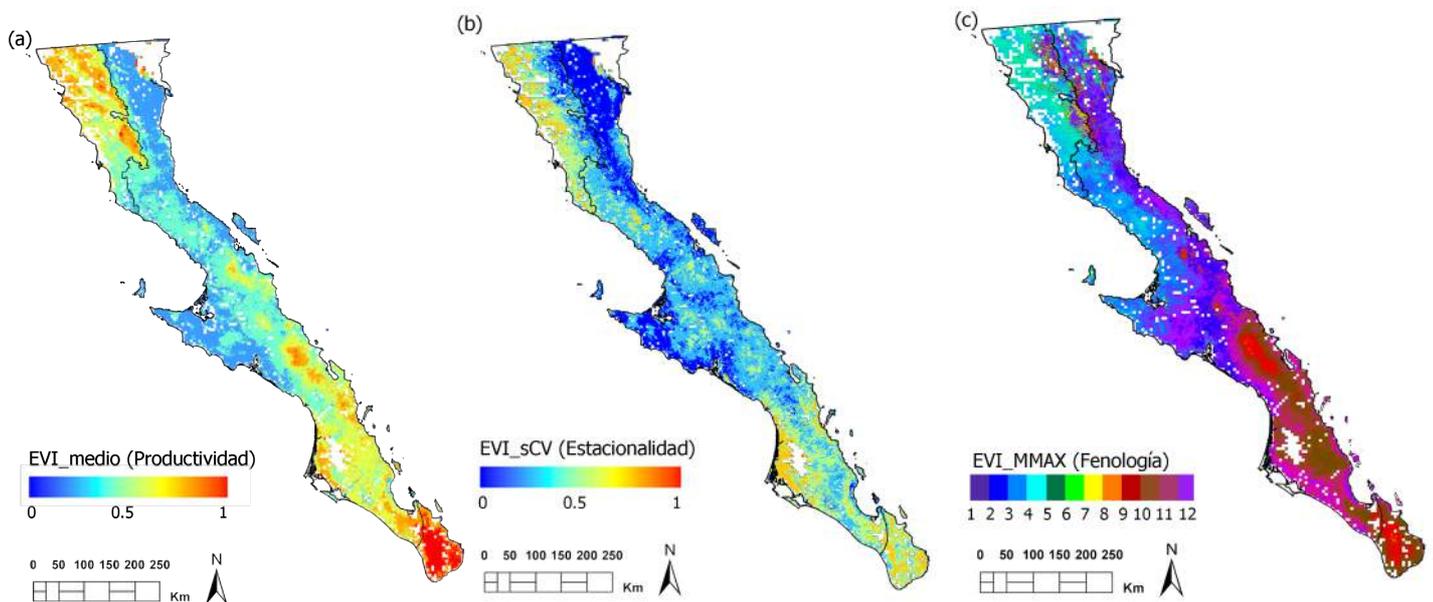
El procesamiento de imágenes, de la información vectorial y los análisis estadísticos se llevaron a cabo en ENVI-IDL, ArcGIS y QGIS, y R respectivamente.

4. RESULTADOS

4.1. Descripción del funcionamiento ecosistémico

4.1.1. Patrones espaciales del funcionamiento ecosistémico: Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs)

Los atributos funcionales de productividad media, estacionalidad y fenología mostraron un patrón que puede ser separado en grandes unidades geográficas en sintonía con tres regiones (*Fig. 5*): mediterránea, desértica y tropical, que coinciden a grandes rasgos con las regiones peninsulares definidas por González-Abraham *et al.* (2010). Para describir los resultados utilizamos como referencia la regionalización propuesta por González-Abraham *et al.* (2010).



*Fig. 5: Patrones espaciales del funcionamiento ecosistémico en Baja California. De izquierda a derecha: (a) productividad (EVI_medio), (b) estacionalidad (EVI_sCV) y (c) momento del máximo (EVI_MMAX). Las zonas no naturales aparecen enmascaradas en blanco dentro del área de estudio. Los mapas están divididos en las tres regiones descritas por González-Abraham *et al.* (2010), de norte a sur: mediterránea, desértica y tropical*

- Productividad media (*Fig. 5a*):

Región mediterránea: se observaron valores de productividad media y elevada, que aumentaron hacia el oeste debido a la existencia de una zona montañosa.

Región desértica: los valores de productividad fueron bajos por lo general, exceptuando algunas áreas montañosas y la zona más al sur de la región. Esta última, a pesar de estar considerada desierto por González-Abraham *et al.* (2010) mostró niveles de productividad elevados.

Región tropical: presentó altos valores de productividad propios del trópico, que se extendieron más allá de la región tropical delimitada por González-Abraham *et al.* (2010) (hasta aproximadamente 24°N). Sin embargo, al ascender latitudinalmente se observó que aproximadamente desde el istmo de La Paz (24°N) hacia el norte (27°25'N) los valores de

productividad siguieron siendo medios y altos. Por tanto, zonas consideradas desierto mostraron un funcionamiento más bien propio del trópico.

- *Estacionalidad (Fig.5b):*

Región mediterránea: los mayores valores se encontraron en la zona costera del noroeste mediterráneo, mientras que en las zonas de mayor altitud (> 400 m), los valores fueron bajos en general.

Región desértica: existieron parches con altos valores, pero en general dominaron los bajos o intermedios.

Región tropical: se observó un funcionamiento similar que excedió la región tropical establecida por González-Abraham *et al.* (2010), con valores altos y medios de estacionalidad.

- *Fenología (Fig. 5c):*

Región mediterránea: tuvo una gran diversidad en el periodo del valor máximo donde la primavera fue el más frecuente.

Región desértica: el momento de máximo verdor apareció en invierno en el norte y centro de la región, y en otoño hacia el extremo sur de la misma.

Región tropical: se observó un patrón similar a los otros atributos que excede la región tropical definida por González-Abraham *et al.* (2010), y que respondió a los periodos marcados de ausencia de agua y lluvias. Los máximos de verdor aparecieron en verano y otoño, tras las lluvias.

Resultado de la combinación de las tres variables, de productividad media, estacionalidad y fenología, representadas en la Fig. 5 se obtuvo el mapa de TFEs (Fig. 6, Fig. 4 en Anexo), el cual mostró una caracterización de los patrones espaciales del funcionamiento. A grandes rasgos, se observaron tres grandes grupos de TFEs que definen tres regiones: tercio noroeste, tercio sur y el resto (que corresponde al tercio central y el tercio noreste). Siguiendo la regionalización de González-Abraham *et al.* (2010) podemos decir que:

Región mediterránea: dominaron TFEs de media y alta productividad, con distintos valores de estacionalidad (en general bajos) y con momentos de máximo verdor en primavera fundamentalmente, seguido de otoño e invierno (Fig. 1 en Anexo).

Región desértica: dominaron TFEs de baja productividad, con diversa estacionalidad y momentos de máximo verdor en invierno y otoño. También aparecieron TFEs productivos y estacionales en la zona sur de desierto, colindante con la tropical (Fig. 2 en Anexo)

Región tropical: se presentaron TFEs de media y alta productividad, con valores menores de productividad que en la región mediterránea. La estacionalidad fue marcada, y los momentos de máximo EVI se situaron en verano y otoño (Fig. 3 en Anexo).

De estas tres regiones, la región mediterránea se diferenció funcionalmente y se ajustó espacialmente a la regionalización realizada por González-Abraham *et al.* (2010). Los límites de la región desértica se parecieron a los de dicho trabajo, pero existió una zona de discrepancia en la parte más al sur de la región. Esta discrepancia se debió a que en nuestro análisis del funcionamiento ecosistémico, dicha área tuvo valores de los atributos propios de una zona

tropical con media-alta productividad, no de desierto. Por lo tanto, la ecorregión tropical también se diferenció en funcionamiento a la de González-Abraham *et al.* (2010), pues los rasgos tropicales se extendieron claramente desde el extremo sur tropical hacia el norte (hasta 27° 25' N), previamente considerado desierto.

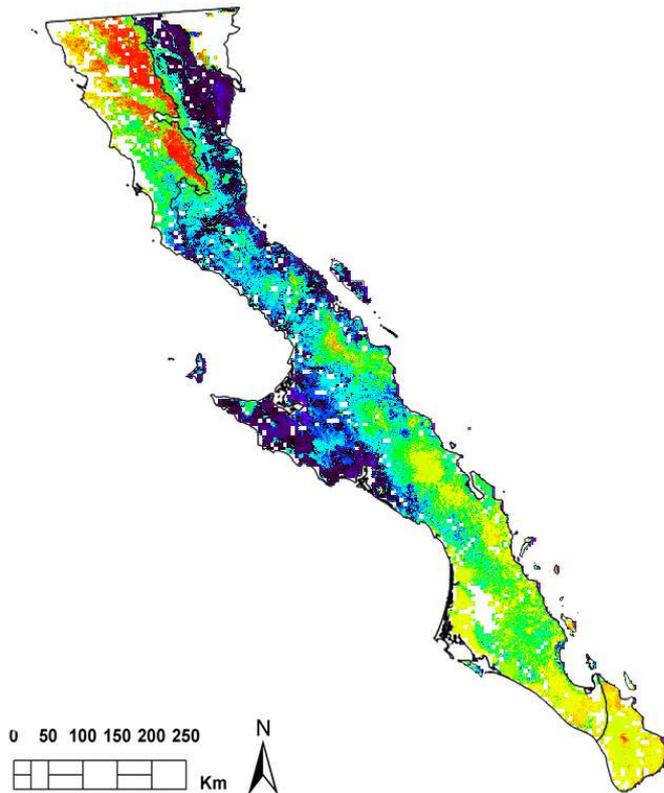


Fig.6: Tipos Funcionales de ecosistemas basados en las dinámicas de EVI-MODIS (231 x 231 m pixel) para el periodo 2001-2014. Las categorías de TFEs están indicadas en la leyenda inferior. Las zonas no naturales aparecen en blanco dentro del área de estudio. El mapa está dividido en las tres regiones descritas por González-Abraham *et al.* (2010), de norte a sur: mediterránea, desértica y tropical.

01)	Aa1	17)	Ba1	33)	Ca1	49)	Da1
02)	Aa2	18)	Ba2	34)	Ca2	50)	Da2
03)	Aa3	19)	Ba3	35)	Ca3	51)	Da3
04)	Aa4	20)	Ba4	36)	Ca4	52)	Da4
05)	Ab1	21)	Bb1	37)	Cb1	53)	Db1
06)	Ab2	22)	Bb2	38)	Cb2	54)	Db2
07)	Ab3	23)	Bb3	39)	Cb3	55)	Db3
08)	Ab4	24)	Bb4	40)	Cb4	56)	Db4
09)	Ac1	25)	Bc1	41)	Cc1	57)	Dc1
10)	Ac2	26)	Bc2	42)	Cc2	58)	Dc2
11)	Ac3	27)	Bc3	43)	Cc3	59)	Dc3
12)	Ac4	28)	Bc4	44)	Cc4	60)	Dc4
13)	Ad1	29)	Bd1	45)	Cd1	61)	Dd1
14)	Ad2	30)	Bd2	46)	Cd2	62)	Dd2
15)	Ad3	31)	Bd3	47)	Cd3	63)	Dd3
16)	Ad4	32)	Bd4	48)	Cd4	64)	Dd4

A–D: Productivity (increasing)
a–d: Seasonality (decreasing)
1–4: Phenology (SP–SU–AU–WI)

4.1.2. Variabilidad interanual y similitud de TFEs

- Variabilidad interanual

La variabilidad interanual aumentó al descender latitudinalmente desde la región mediterránea hacia zonas desérticas intermedias en la Península, y disminuyó hacia las zonas tropicales del extremo sur (Figs.7 a y b). Las zonas de mayor variabilidad de TFEs a lo largo del periodo fueron las zonas desérticas (concretamente la de mayor variabilidad fue la ecorregión *Central Desert* (Figs.7 a y b), mientras que las zonas tropicales (fundamentalmente la más meridional) fueron las que menor variabilidad interanual mostraron (Figs.7 a y b), es decir, los TFEs en esa región fueron más estables interanualmente. La región mediterránea mostró en general valores intermedios (Figs.7 a y b), con algunos puntos de muy alta y otros con una muy baja variabilidad. También se observaron algunos parches de baja variabilidad a lo largo de la Península asociados al mismo tipo de vegetación (Fig.7 a).

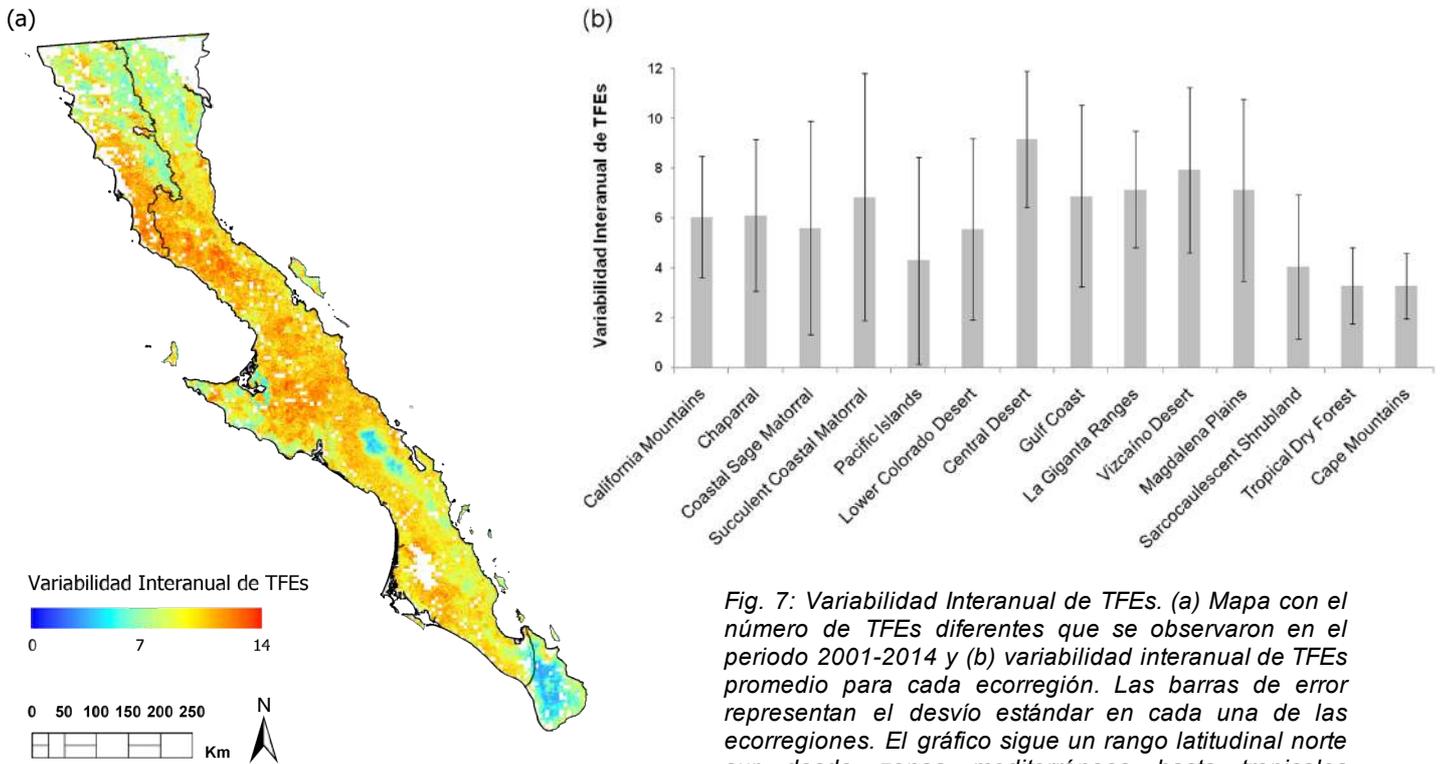


Fig. 7: Variabilidad Interanual de TFEs. (a) Mapa con el número de TFEs diferentes que se observaron en el periodo 2001-2014 y (b) variabilidad interanual de TFEs promedio para cada ecorregión. Las barras de error representan el desvío estándar en cada una de las ecorregiones. El gráfico sigue un rango latitudinal norte sur desde zonas mediterráneas hasta tropicales pasando por las ecorregiones desérticas de transición. Ecorregiones mediterráneas: de California Mountains a Pacific Islands; Desérticas-Transición: de Lower Colorado Desert a Magdalena Plains; Tropicales: de Sarcocaullescent Shrubland a Cape Mountains. Las zonas no naturales aparecen en blanco dentro del área de estudio.

- Similitud interanual

Los resultados del coeficiente de Jaccard mostraron un patrón latitudinal norte-sur de aumento de la similitud entre los TFEs (Figs. 8 a y b). En la región mediterránea existieron TFEs muy parecidos en zonas montañosas y un menor grado de similitud hacia la costa. En la región desértica la similitud por lo general fue intermedia (Fig. 8a, Fig. 8b), aunque existieron varias zonas con muy baja similitud (p.ej. *Central Desert*). En la región tropical se encontró el mayor grado de similitud (Fig. 8b), donde no existieron muchos cambios a lo largo de los años (Fig. 7a) y cuando ocurrieron fueron hacia TFEs muy parecidos (Fig. 8a).

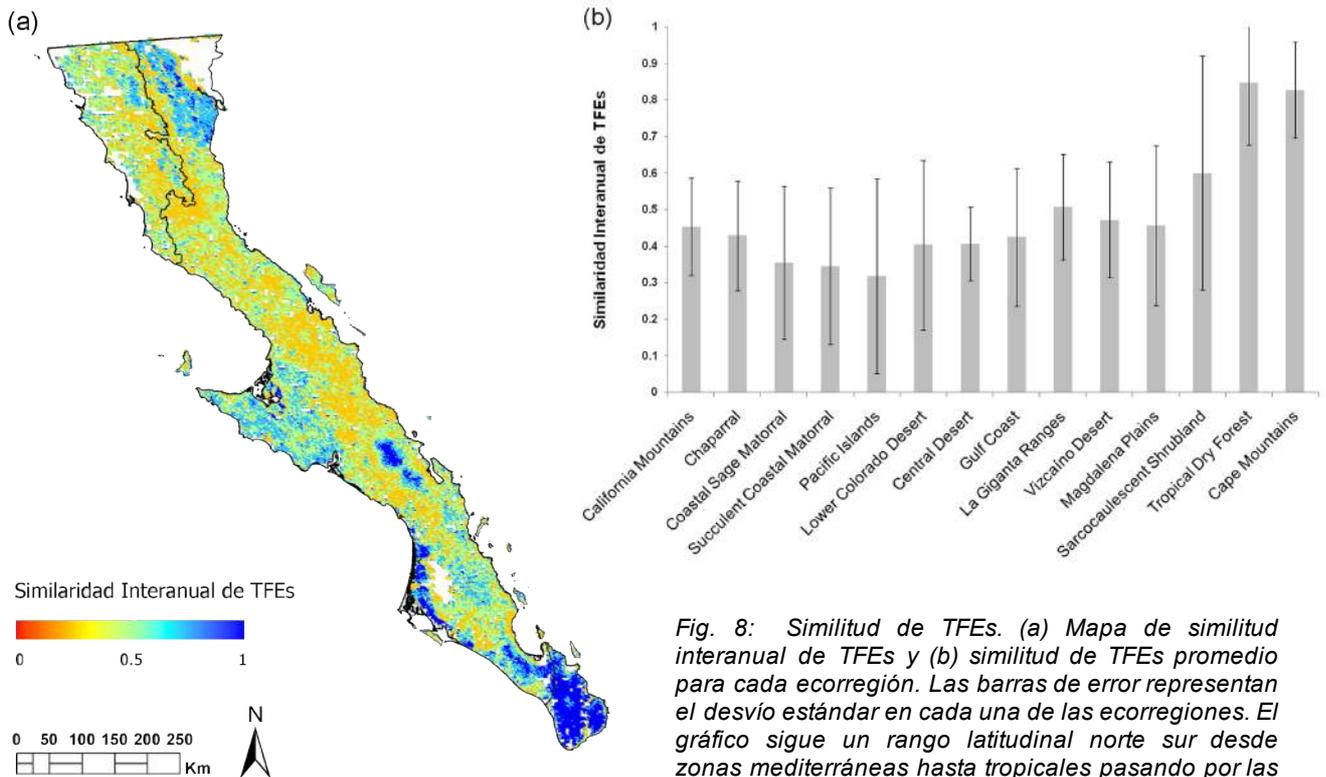


Fig. 8: Similitud de TFEs. (a) Mapa de similitud interanual de TFEs y (b) similitud de TFEs promedio para cada ecorregión. Las barras de error representan el desvío estándar en cada una de las ecorregiones. El gráfico sigue un rango latitudinal norte sur desde zonas mediterráneas hasta tropicales pasando por las ecorregiones de transición. Ecorregiones mediterráneas: de California Mountains a Pacific Islands; Desérticas-Transición: de Lower Colorado Desert a Magdalena Plains; Tropicales: de Sarcocaullescent Shrubland a Cape Mountains. Las zonas no naturales aparecen en blanco dentro del área de estudio.

4.1.3. Dominancia y rareza de TFEs

- Dominancia

Diez TFEs (16% del total) cubrieron aproximadamente el 50% del total del área de estudio (Fig. 9, Fig. 10). Estos fueron de mayor a menor extensión: (50) Da2, (51) Da3, (15) Ad3, (16) Ad4, (35) Ca3, (28) Bc4, (39) Cb3, (12) Ac4, (27) Bc3, (19) Ba3, (23) Bb3. El 75% del área de estudio estuvo representado funcionalmente por veinticinco TFEs (39%), los diez TFEs anteriores más quince nuevos: (24) Bb4, (44) Cc4, (13) Ad1, (31) Bd3, (32) Bd4, (38) Cb2, (14) Ad2, (54) Db2, (40) Cb4, (43) Cc3, (11) Ac3, (34) Ca2, (61) Dd1, (25) Bc1.

A partir de estos resultados se pudo dividir el funcionamiento dominante en dos grupos: TFEs con alta-media productividad, estacionalidad alta-media y momento del máximo en otoño (p.ej: (51) Da3, (35) Ca3, (39) Cb3); y TFEs con baja productividad, baja estacionalidad y momento del máximo en invierno y otoño (p.ej: (12) Ac4, (15) Ad3, (16) Ad4, (19) Ba3, (23) Bb3, (27) Bc3...). El primer grupo correspondió a TFEs presentes en la zona tropical mientras que el segundo a la zona desértica.

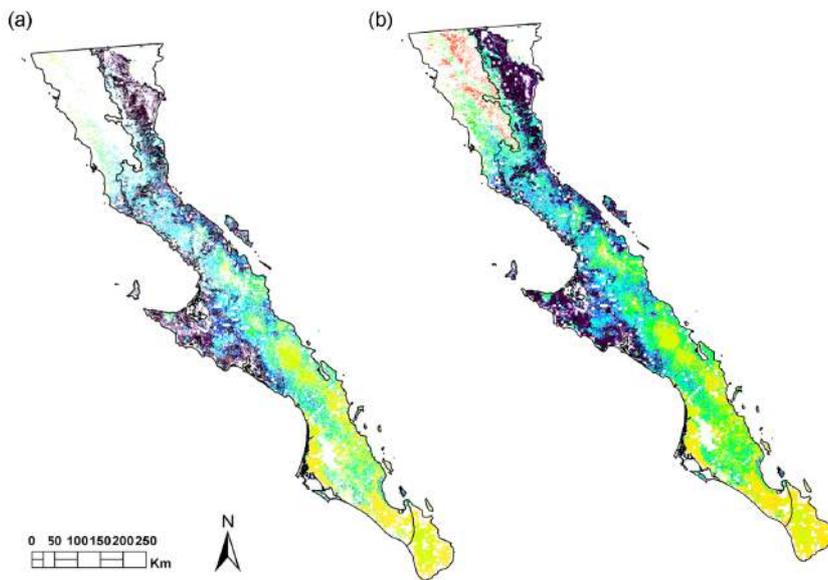


Fig.9: Mapa de TFEs dominantes en la Península de Baja California. (a) TFEs que representan el 50% del funcionamiento; (b) TFEs que representan el 75% del funcionamiento. Las zonas no naturales aparecen en blanco dentro del área de estudio. El mapa aparece dividido en las tres regiones descritas por González-Abraham et al. (2010), de norte a sur: mediterránea, desértica y tropical.

01) Aa1	17) Ba1	33) Ca1	49) Da1
02) Aa2	18) Ba2	34) Ca2	50) Da2
03) Aa3	19) Ba3	35) Ca3	51) Da3
04) Aa4	20) Ba4	36) Ca4	52) Da4
05) Ab1	21) Bb1	37) Cb1	53) Db1
06) Ab2	22) Bb2	38) Cb2	54) Db2
07) Ab3	23) Bb3	39) Cb3	55) Db3
08) Ab4	24) Bb4	40) Cb4	56) Db4
09) Ac1	25) Bc1	41) Cc1	57) Dc1
10) Ac2	26) Bc2	42) Cc2	58) Dc2
11) Ac3	27) Bc3	43) Cc3	59) Dc3
12) Ac4	28) Bc4	44) Cc4	60) Dc4
13) Ad1	29) Bd1	45) Cd1	61) Dd1
14) Ad2	30) Bd2	46) Cd2	62) Dd2
15) Ad3	31) Bd3	47) Cd3	63) Dd3
16) Ad4	32) Bd4	48) Cd4	64) Dd4

A-D: Productivity (increasing)
a-d: Seasonality (decreasing)
1-4: Phenology (SP-SU-AU-WI)

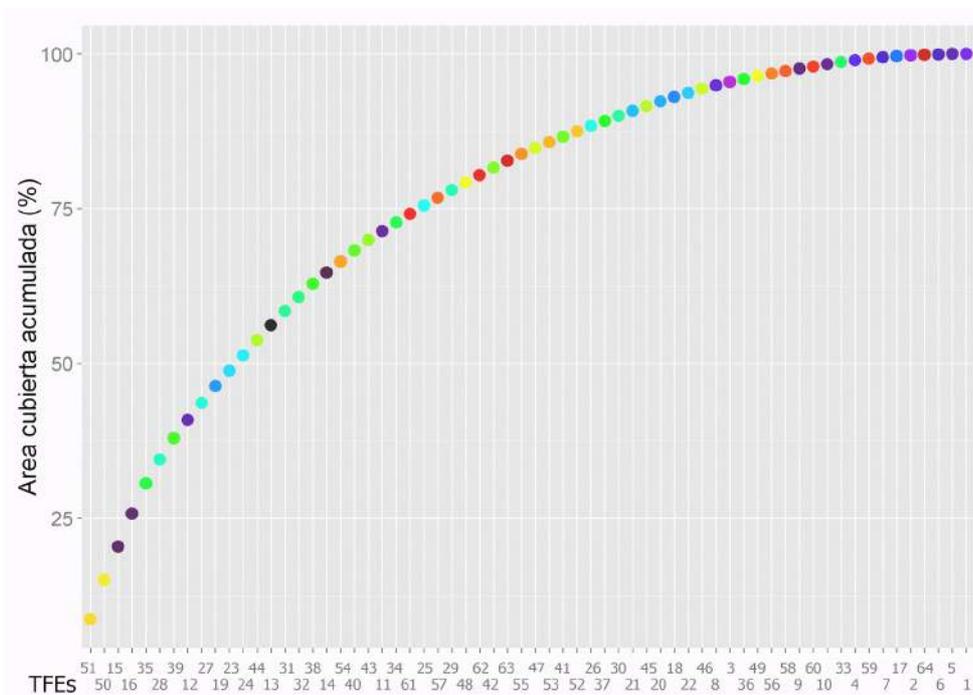


Fig. 10: Eje X: TFEs ordenados según su extensión, de mayor a menor. Eje Y: Área cubierta acumulada por los TFEs. Ver códigos y colores de TFEs en la leyenda de la figura superior (Fig. 9).

- Rareza

Los resultados de la rareza de TFEs (Fig. 11) mostraron la región mediterránea como la de mayor rareza, seguida de la desértica y por último, el extremo sur tropical. Existieron algunas pequeñas áreas de baja rareza correspondientes a la presencia de TFEs muy abundantes en la Península (p.ej. La Sierra de La Giganta (ecorregión *La Giganta Ranges*)).

En la Fig. 12 se observa cómo el TFE más dominante, se correspondió con un valor de rareza 0. En general, los TFEs de menor rareza fueron los más dominantes (Fig. 10, Fig.12) y viceversa. El TFE más raro fue el (1) Aa1 (muy poco productivo, muy estacional y momento del máximo en primavera), seguido del otro extremo de productividad (64) Dd4 (muy productivo muy poco estacional y momento del máximo en invierno). Los TFEs con valores intermedios de productividad tuvieron valores intermedios de rareza por lo general.

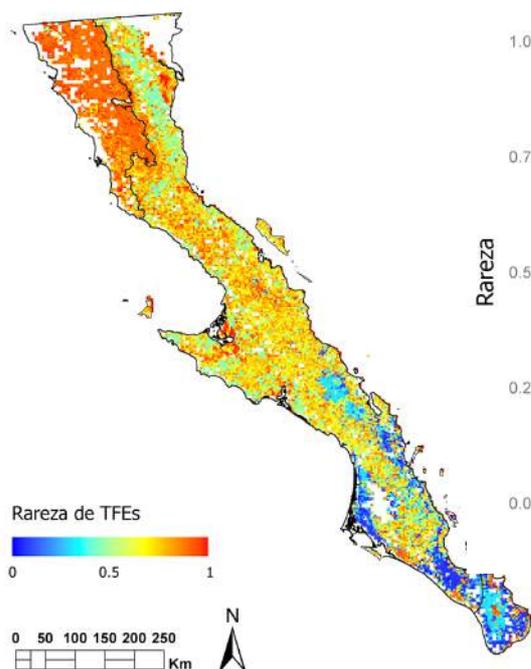


Fig. 11: Mapa de rareza de TFEs en una ventana de 8x8 píxeles MODIS para el periodo 2001-2014. Las zonas no naturales aparecen en blanco dentro del área de estudio. El mapa aparece dividido en las tres regiones descritas por González-Abraham et al. (2010), de norte a sur: mediterránea, desértica y tropical.

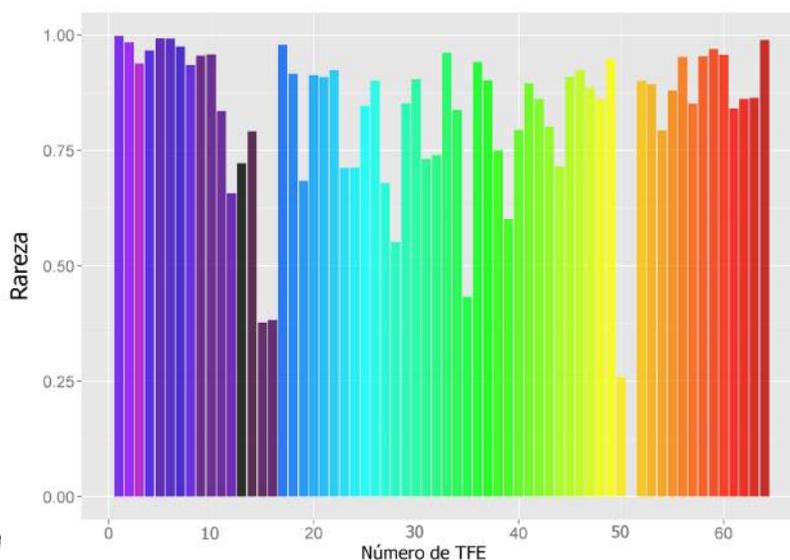


Fig. 12: Representación gráfica del Índice de rareza de TFEs, calculado según la

Cabello et al. 2013: $Rareza\ TFE_i = (ATFE_{max} - ATFE_i) / ATFE_{max}$. Cada TFE tiene asociado su color correspondiente (ver leyenda Fig. 9)

4.2. Correspondencia entre los patrones espaciales de TFEs y las ecorregiones

El análisis de correspondencias (CA) (Fig.13) mostró las tres grandes regiones de la Península ya descritas con un gradiente de productividad marcado. El primer eje (Dimensión 1) del CA representó el 31% de la varianza de los datos y el segundo eje (Dimensión 2) el 26,4%. El gráfico está dividido en cuatro y cada gran región se situó en una parte diferente del mismo. Por un lado las ecorregiones mediterráneas (arriba a la derecha), presentaron TFEs de elevada e intermedia productividad asociados (bosques esclerófilos, matorral costero rosetófilo...) (Figs. 5 y 8 en Anexo). Merece la pena destacar que la ecorregión mediterránea *Pacific Islands*, considerada mediterránea por González-Abraham et al. (2010), se separó funcionalmente del resto de regiones mediterráneas y se asoció con las de carácter desértico. El grupo de las ecorregiones desérticas (abajo a la derecha), tuvo TFEs de baja productividad asociados (vegetación de desierto) (Fig. 13 y Figs. 6 y 8 en Anexo). Por último se asoció el grupo de TFEs tropicales (bosques y matorrales tropicales estacionales) (Fig. 7 en Anexo) junto con ecorregiones definidas como desérticas por González-Abraham et al. (2010) (i.e., *Central Gulf Coast*, *La Giganta Ranges* y *Magdalena Plains*, con TFEs muy productivos. La pertenencia de *La*

Giganta Ranges a la región desértica o tropical ha sido largamente debatida (González-Abraham *et al.* 2010), pero los resultados sugieren que funcionalmente se asemeja más a la región tropical. Sin embargo, el resultado más novedoso fue el fuerte carácter tropical en el funcionamiento de las ecorregiones desérticas *Central Gulf Coast* y *Magdalena Plains*.

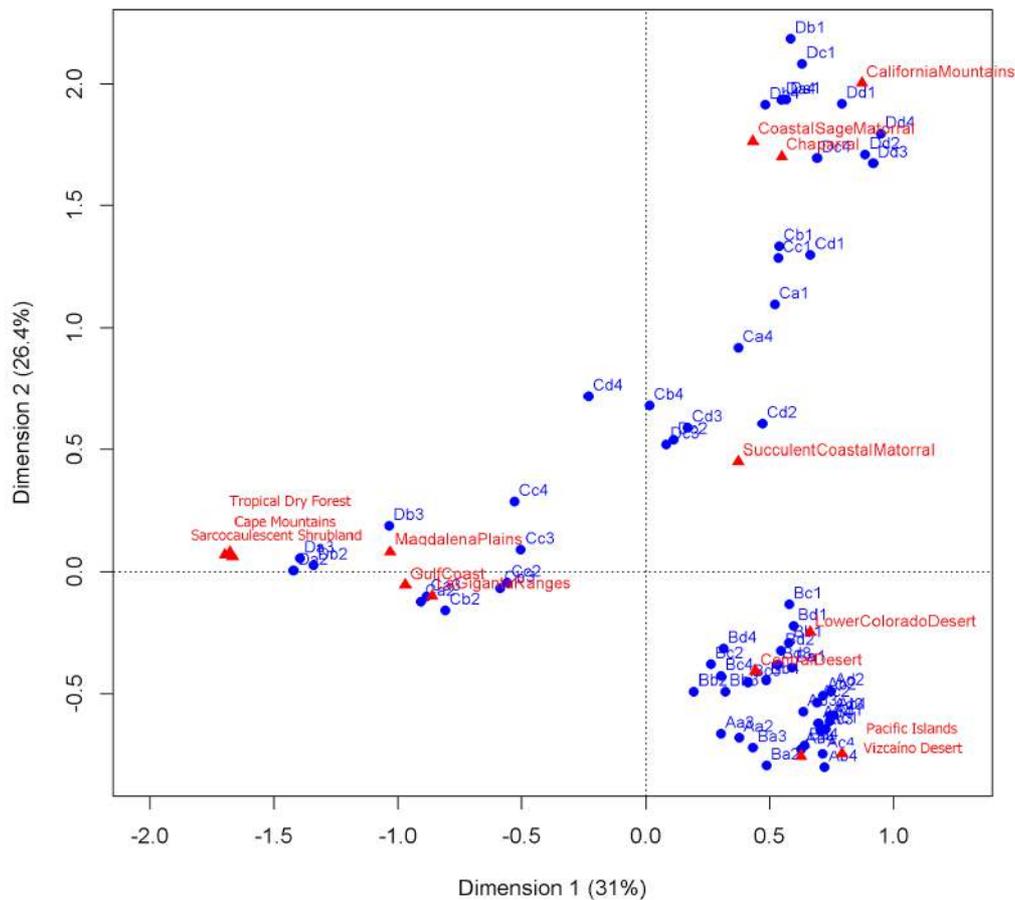


Fig.13: Análisis de correspondencias (CA) entre TFEs (triángulos rojos) y ecorregiones de Baja California (puntos azules). Ver códigos de TFEs en la leyenda de la Fig. 6.

Únicamente se observó un patrón espacial para la productividad primaria (Fig.8 en Anexo). Los mayores valores de productividad aparecieron relacionados con las ecorregiones mediterráneas y tropicales (bosques caducifolios, bosques esclerófilos, etc), mientras que los valores más bajos de productividad se asociaron a las ecorregiones desérticas (zonas de desierto). Los otros dos atributos funcionales, estacionalidad y fenología (Figs. 9 y 10 del en Anexo) no mostraron particularidades especiales.

4.3. Controles climáticos de la diversidad funcional

La riqueza de TFEs varió a lo largo de la Península (Figs.14 a y b). La mayor diversidad funcional se encontró en la región mediterránea, concretamente en las zonas montañosas situadas en el extremo oriental de la misma y zona central del norte de la Península (e.g.. *California Mountains*). La región desértica también presentó valores elevados de riqueza en la zona central hacia el este, mientras que los valores más bajos aparecieron en la región tropical más meridional (*Tropical Dry Forest*).

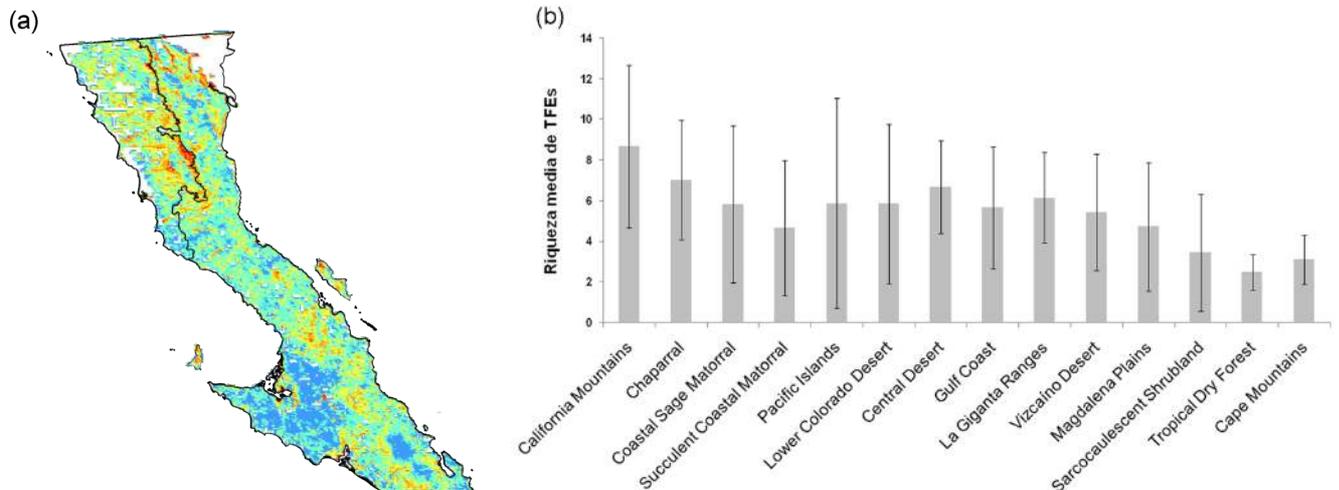


Fig. 14: Diversidad funcional. (a) Mapa de diversidad funcional (riqueza de TFEs) para el periodo 2001-2014. Número de TFEs que tienen lugar en una ventana móvil de 8 x 8 píxeles MODIS. Las zonas no naturales aparecen en blanco dentro del área de estudio. (b) Riqueza de TFEs por ecorregiones para el periodo 2001-2014. Las barras de error representan el desvío estándar en cada una de las ecorregiones. Las ecorregiones siguen un rango latitudinal norte sur de zonas mediterráneas hasta tropicales pasando por las zonas de transición. Mediterráneas: de California Mountains a Pacific Islands; Desérticas-Transición: de Lower Colorado Desert a Magdalena Plains; Tropicales: de Sarcocaulouscent Shrubland a Cape Mountains.

La *Tabla 2* permite comparar los controles climáticos para ver qué variables tuvieron más poder para explicar la riqueza de TFEs. Las variables se agruparon en dos tipos de controles climáticos, por un lado los de energía térmica (temperatura) y por otro los de disponibilidad de agua (precipitación).

Las variables climáticas que mayor peso tienen como control de la diversidad funcional fueron las relacionadas con la energía térmica (temperatura). Concretamente, el mayor control de la riqueza de TFEs fue la temperatura mínima del mes más frío, pues presentó el valor de *AIC* más bajo, la pendiente más pronunciada y el mayor valor de R^2 (26.4%). Otra variable con gran peso en la riqueza de TFEs fue la temperatura media del trimestre más frío, con un bajo *AIC* y un R^2 del 25.4%. La precipitación estacional también jugó un papel importante, con R^2 de 24.8%. Las variables que le siguen en importancia se correspondieron con controles de energía térmica: temperatura media anual (R^2 de 22.8 %), temperatura media del trimestre más húmedo (R^2 de 22.5%) y temperatura media del trimestre más cálido (R^2 de 22.1%). Por el contrario, la variable que menor control ejerció sobre la riqueza de TFEs fue la precipitación media anual, esta variable tuvo los valores más elevados del *AIC* y el menor R^2 (0.24% del modelo).

Los gráficos de dispersión de la variable respuesta frente a cada una de las variables (*Fig. 15*) explicativas mostraron una gran cantidad de relaciones negativas entre riqueza y los distintos controles.

La temperatura en sus diferentes versiones tuvo un efecto negativo sobre la riqueza pero sobre todo a partir de condiciones cálidas (Fig. 15 a-k), por tanto las bajas temperaturas fueron clave para la riqueza de TFEs (Tabla 2).

Tabla 2: Resultados del análisis de los controles climáticos de la riqueza de TFEs. Los datos proceden de realizar los GLMs de riqueza como variable respuesta y las 19 variables climáticas de WorldClim (Hijmans et al. 2005) como variables explicativas. Se muestran los valores de AIC y la pendiente de cada modelo, así como los valores de la pendiente y del R² o % explicado por nuestra variable en el modelo. La escala de color se utiliza para visualizar en verde, los resultados que mejor explicaron la riqueza y en rojo, los que menos explicaron.

	Variables	AIC	R2	Pendiente	Nombres
Controles de energía térmica	BIO1	41615	22,75	-0,21	Temperatura media anual
	BIO2	43928	0,74	0,04	Rango diario medio (Media mensual (max temp - min temp))
	BIO3	43088	8,73	-0,12	Isotermalidad (BIO2/BIO7)(*100)
	BIO4	42793	11,54	0,14	Estacionalidad en temperatura (desviación estándar *100)
	BIO5	42751	11,94	-0,14	Temperatura máxima del mes más cálido
	BIO6	41235	26,37	-0,22	Temperatura mínima del mes más frío
	BIO7	42990	9,67	0,13	Temperatura del rango anual (BIO5-BIO6)
	BIO8	41642	22,49	-0,21	Temperatura media del trimestre más húmedo
	BIO9	41796	21,02	-0,18	Temperatura media del trimestre más seco
	BIO10	41685	22,08	-0,19	Temperatura media del trimestre más cálido
	BIO11	41336	25,39	-0,21	Temperatura media del trimestre más frío
Controles de agua	BIO12	43981	0,24	0,02	Precipitación media anual
	BIO13	43183	7,83	-0,12	Precipitación del mes más húmedo
	BIO14	43821	1,76	0,05	Precipitación del mes más seco
	BIO15	41399	24,8	-0,22	Precipitación estacional (coeficiente de variación)
	BIO16	43609	3,78	-0,08	Precipitación media del trimestre más húmedo
	BIO17	43199	7,68	0,11	Precipitación media del trimestre más seco
	BIO18	42295	16,28	-0,18	Precipitación media del trimestre más cálido
	BIO19	42739	12,05	0,13	Precipitación media del trimestre más frío

La variabilidad temporal (ya sea estacional o diaria) de la temperatura tuvo un efecto positivo inicial pero comenzó a tener efecto negativo cuando fue demasiado alta (Fig. 15 b y d). Esto también se vio en la isotermalidad (Fig. 15 c); demasiada estabilidad térmica tuvo efecto negativo sobre la riqueza, debido a que la variabilidad genera heterogeneidad y por tanto la aumenta.

La estacionalidad en la precipitación, es decir, la concentración del periodo de lluvias, disminuyó la riqueza de TFEs (Fig. 15 n). Todas las componentes de la precipitación apuntan a lo mismo, una relación en forma de campana u óptimo de riqueza en los lugares semiáridos (Fig. 15 l-r).

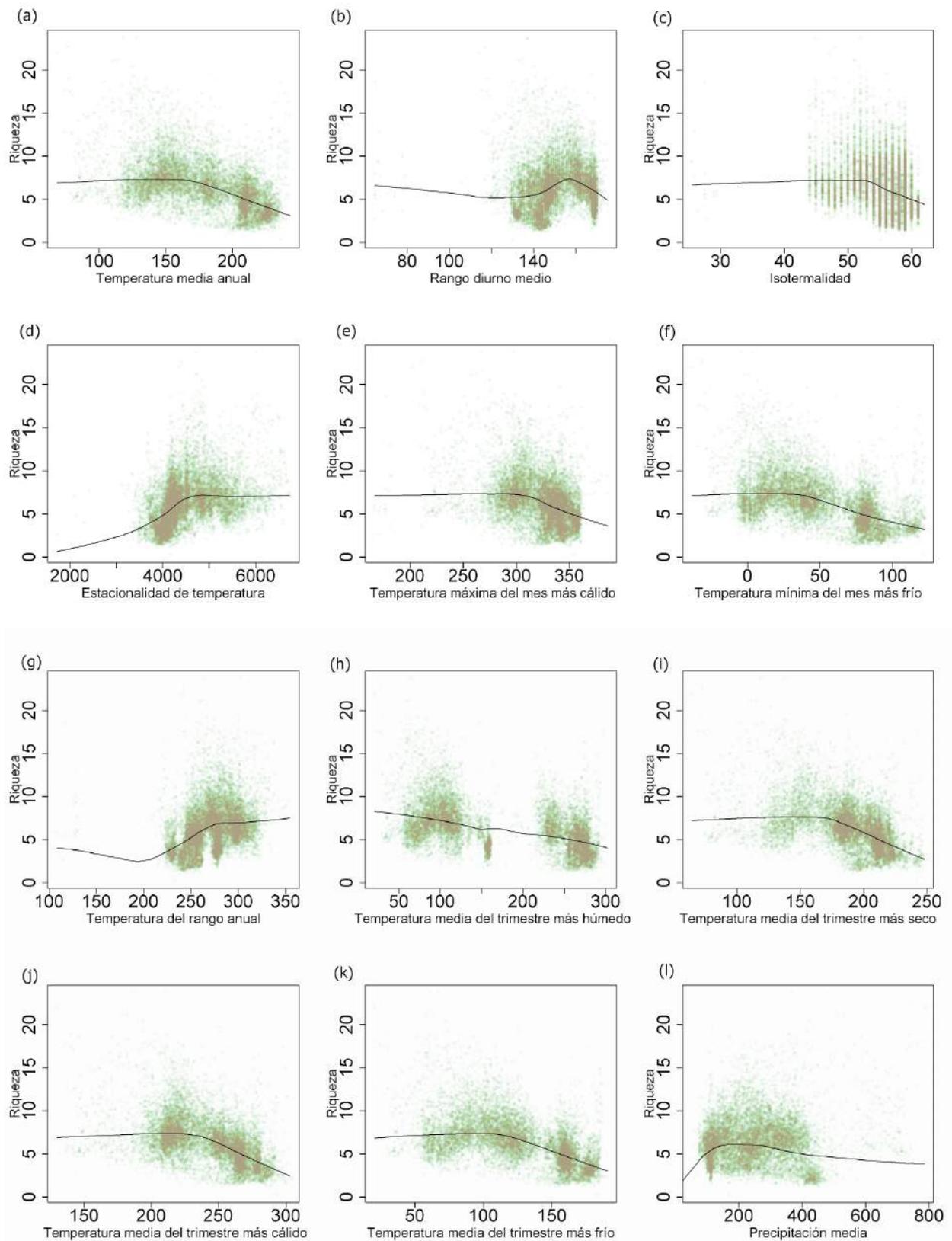


Fig. 15: Relaciones entre riqueza de TFEs y variables climáticas de BioClim (WorldClim (Hijmans et al. 2005)). Los valores de temperaturas se encuentran multiplicados $\times 10$ y están expresados en $^{\circ}\text{C}$; los valores de precipitación están expresados en mm.

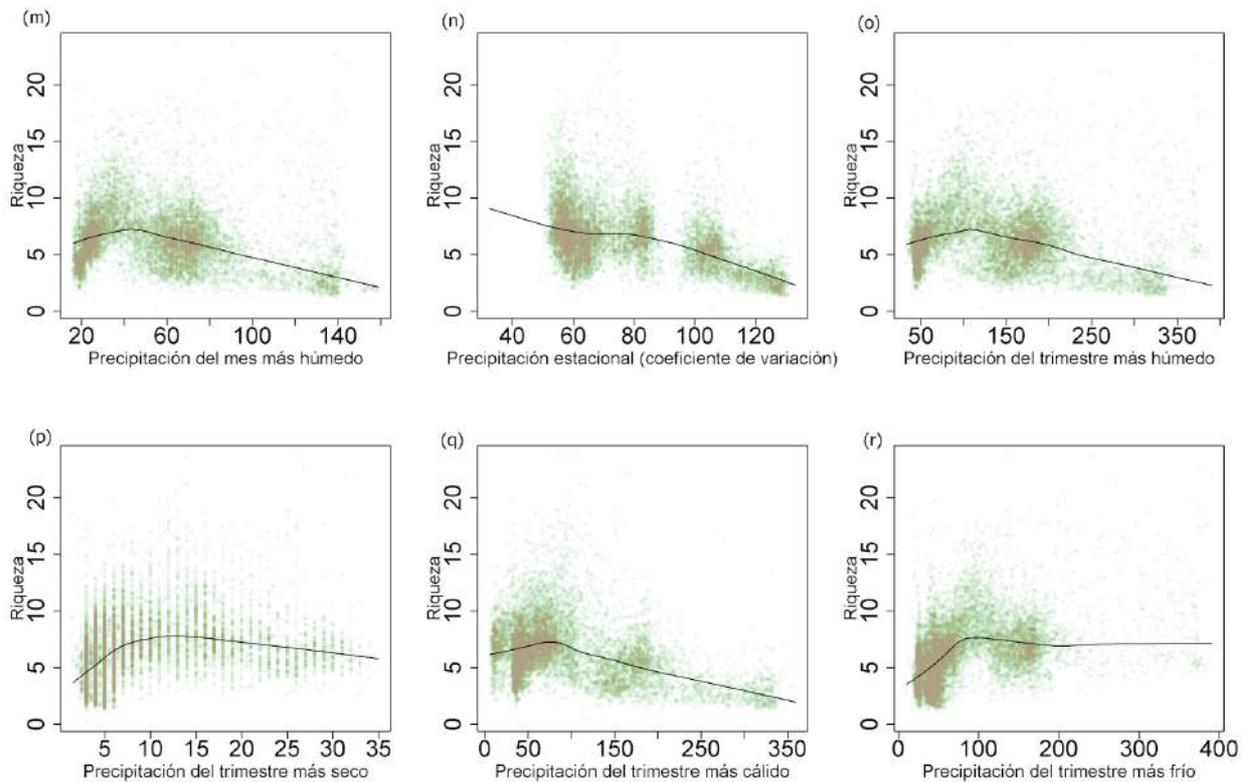


Fig. 15 (continuación): Relaciones entre riqueza de TFEs y variables climáticas de BioClim (WorldClim) (Hijmans et al. 2005). Los valores de temperaturas se encuentran multiplicados x10 y están expresados en °C; los valores de precipitación están expresados en mm.

4.4. Representatividad de las áreas naturales protegidas

Con los resultados del análisis del funcionamiento ecosistémico y la ubicación de los espacios protegidos se pudo realizar un análisis de huecos en conservación. La región con mayor superficie protegida es la zona desértica (Fig. 16). Las áreas funcionalmente tropicales aparecen con muy poca superficie protegida y la región mediterránea tiene una sola área protegida de muy reducida extensión, la menor de todas.

Las zonas con amplios espacios protegidos se correspondieron con áreas de intermedia y elevada riqueza y rareza de TFEs (desierto). Y existió un gran vacío de protección en las áreas que presentan mayor riqueza y rareza (mediterráneas).

En la Fig. 17 observamos que todos los TFEs existentes en la Península de Baja California menos uno se encontraron protegidos, por tanto existió una buena representatividad del funcionamiento ecosistémico en la red de espacios naturales protegidos (RENP). El TFE que no aparece dentro de algún espacio protegido correspondió al (49) Da1.

También se observó que la representación dentro de la RENP no es igual para todos los TFEs (Fig. 17), en general existió una mayor protección de TFEs poco productivos (A,B). Esto se debe a que la zona desértica se encuentra protegida casi en su totalidad (Fig. 16) y por tanto protege a los TFEs que los contiene. Por el contrario, los TFEs que menos protegidos estuvieron en relación a la superficie total que ocupan en la Península fueron los muy productivos (e.g. (50) Da2, (35) Ca3, (51) Da3).

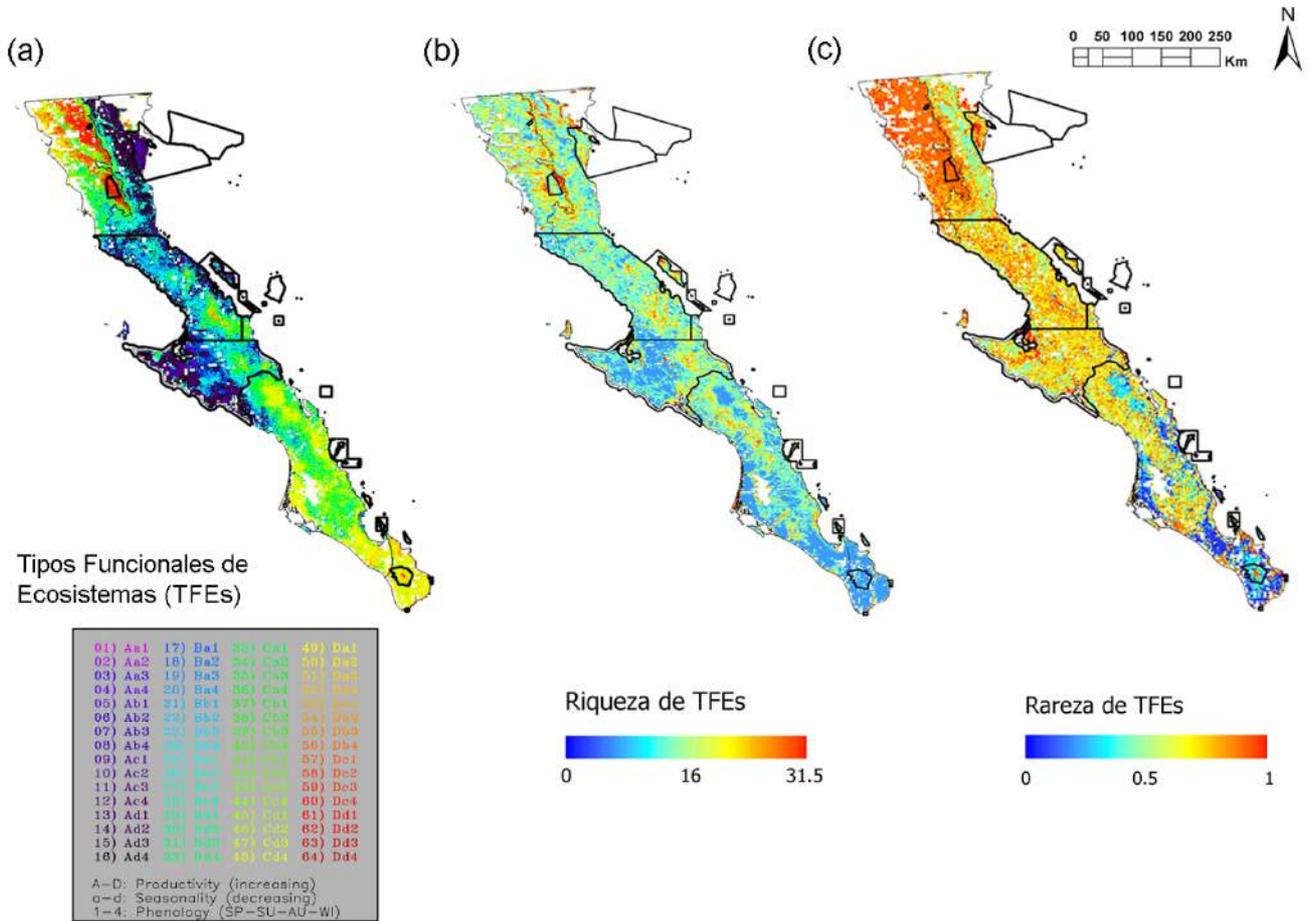


Fig.16: Funcionamiento ecosistémico y áreas protegidas. (a) Mapa de TFEs; (b) riqueza de TFEs; y (c) rareza de TFEs para el periodo 2001-2014 en relación a las áreas protegidas (representadas como polígonos de color negro (WDPA 2015)).

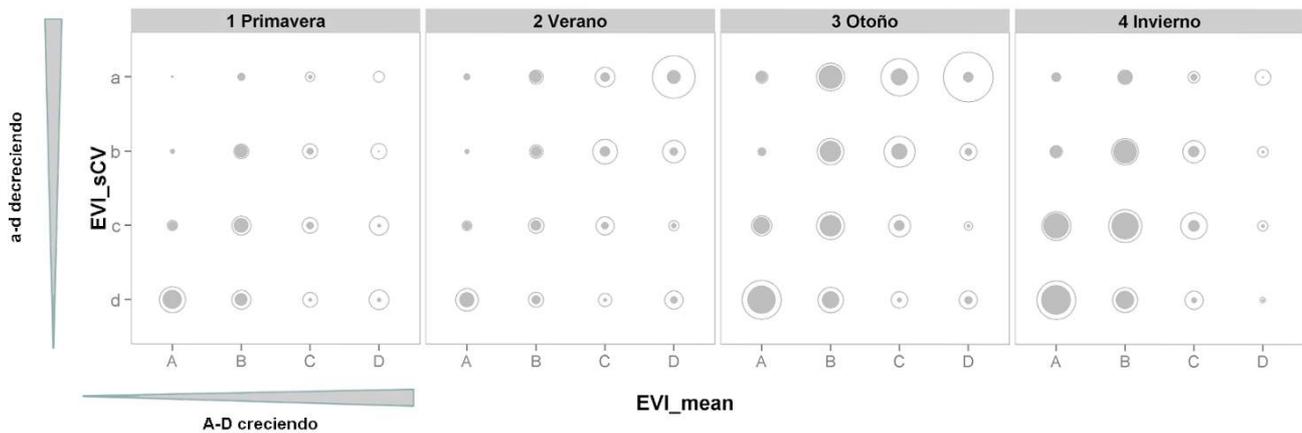


Fig.17: Análisis de huecos en conservación del funcionamiento de Baja California sobre la base de la clasificación de los Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs). Los círculos exteriores indican la superficie existente de cada TFE en la Península en áreas naturales (es decir, con un índice de huella humana de menos de 1 (Gonzalez-Abraham et al. 2015)). Los círculos sólidos internos indican la superficie de ese TFE protegido. Eje x: rangos de EVI medio (de la "A" a la "D" creciendo); eje y: rangos del coeficiente de variación (sCV) de EVI (de la "a" a la "d" decreciendo); en la parte superior del gráfico se indica el momento de máximo verdor (Primavera, Verano, Otoño e Invierno).

Al realizar el análisis de huecos en conservación a nivel de las tres grandes regiones definidas por González-Abraham *et al.* (2010), la región que presentó mayor TFEs con representación dentro de la RENP fue la desértica, seguida de la tropical y, por último, la región mediterránea (Fig. 18). La región mediterránea, la segunda con mayor número de TFEs presentes seguida de la desértica, tuvo una gran presencia de TFEs muy productivos, con momentos de máximo verdor generalmente en primavera, y se encontraron escasamente protegidos o sin protección en la RENP. La región desértica presentó una gran abundancia y variedad de TFEs (Fig. 18). En general, dominaron los poco productivos, con máximos de verdor en otoño e invierno. Aunque también encontramos TFEs muy productivos y muy estacionales, propios de las zonas más cercanas al trópico (área de discrepancia entre nuestro análisis y la ecorregionalización de González-Abraham *et al.* 2010). Casi todos los TFEs de esta región aparecieron incluidos en la RENP, con una protección completa o casi completa en muchos de ellos, excepto el (49) *Da1*, presente en bajas proporciones. En la región tropical definida por González-Abraham *et al.* (2010), aparecieron pocos TFEs, muy productivos y muy estacionales, con momentos de máximo verdor en verano y otoño ((50) *Da2*, (51) *Da3*). Todos se encontraron incluidos en la RENP pero en baja proporción, pues el área protegida de esta región es de pequeña extensión.

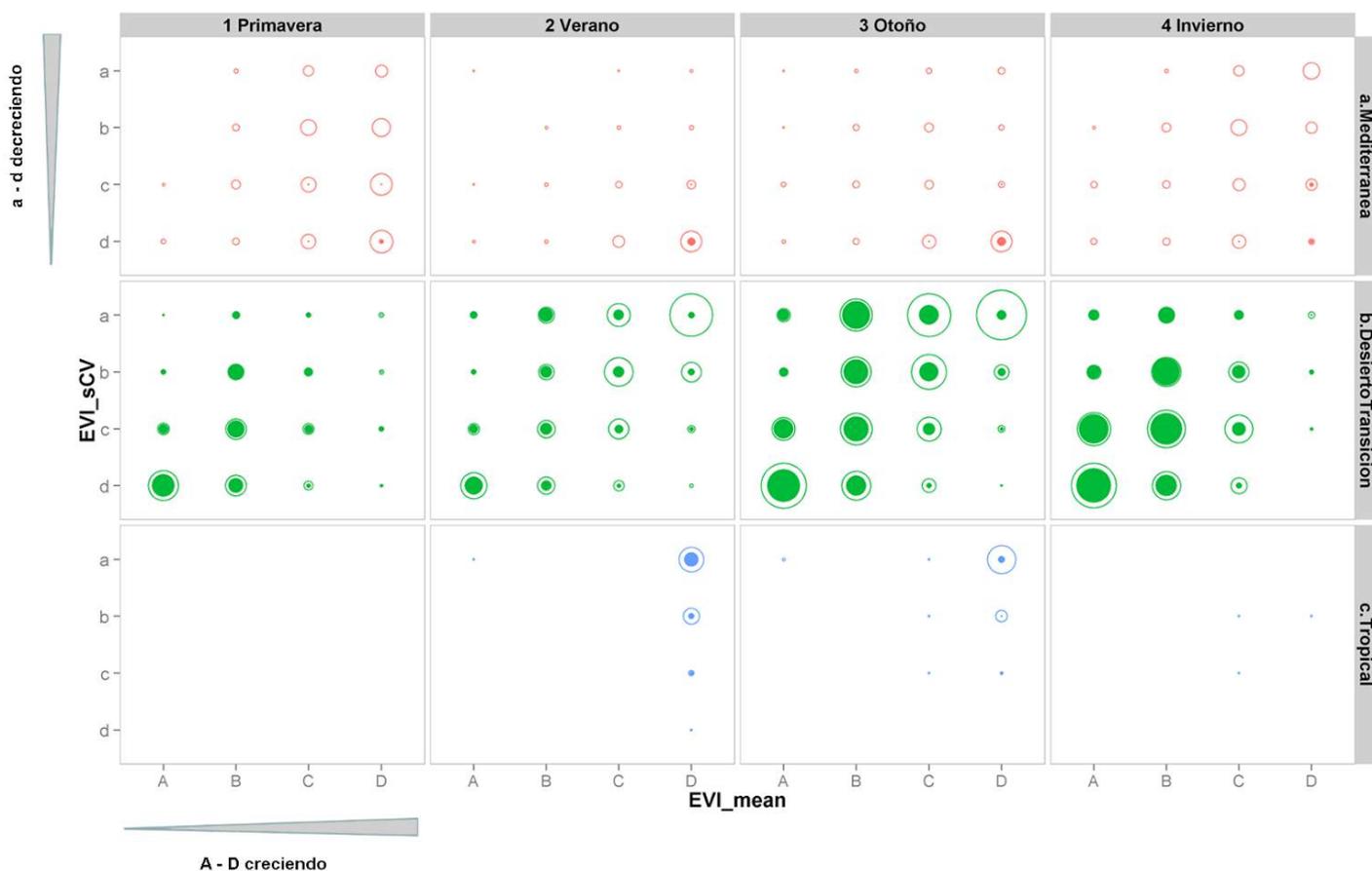


Fig. 18: Análisis de huecos en la protección del funcionamiento de Baja California para las tres grandes regiones sobre la base de la clasificación de los Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs). Los círculos exteriores indican la superficie existente de cada TFE en cada región en áreas naturales (es decir, con un índice de huella humana de menos de 1 (González-Abraham *et al.* 2015)). Los círculos sólidos internos indican la superficie de ese TFE protegido en la región. Eje x: rangos de EVI medio (de la "A" a la "D" creciendo); eje y: rangos del coeficiente de variación (sCV) de EVI (de la "a" a la "d" decreciendo); en la parte superior del gráfico se indica el momento de máximo verdor (Primavera, Verano, Otoño e Invierno).

Al representar el análisis de carencias (Fig.17 y Fig.18) en un mapa (Fig. 19) se observaron los TFEs no incluidos en áreas protegidas en toda la Península y por regiones. El único TFE no protegido en la Península, (49) *Da1*, apareció en la región mediterránea (Fig. 19a). Además, a nivel de región, sólo existieron TFEs no protegidos en la región mediterránea (Fig. 19b), donde aparecieron 50 TFEs sin protección.

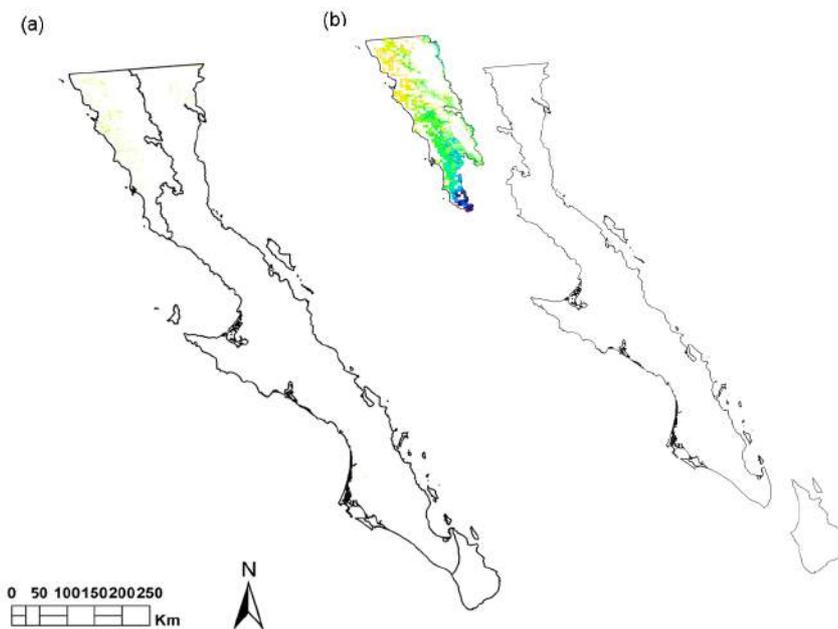


Fig.19: TFEs sin protección en la península de Baja California. (a) TFEs no protegidos en Baja California. (b) TFEs no protegidos en cada región (Mediterránea al noroeste, Tropical al sur y Desierto entre ambas).

01)	Aa1	17)	Ba1	33)	Ca1	49)	Da1
02)	Aa2	18)	Ba2	34)	Ca2	50)	Da2
03)	Aa3	19)	Ba3	35)	Ca3	51)	Da3
04)	Aa4	20)	Ba4	36)	Ca4	52)	Da4
05)	Ab1	21)	Bb1	37)	Cb1	53)	Dd1
06)	Ab2	22)	Bb2	38)	Cb2	54)	Dd2
07)	Ab3	23)	Bb3	39)	Cb3	55)	Dd3
08)	Ab4	24)	Bb4	40)	Cb4	56)	Dd4
09)	Ac1	25)	Bc1	41)	Cc1	57)	De1
10)	Ac2	26)	Bc2	42)	Cc2	58)	De2
11)	Ac3	27)	Bc3	43)	Cc3	59)	De3
12)	Ac4	28)	Bc4	44)	Cc4	60)	De4
13)	Ad1	29)	Bd1	45)	Cd1	61)	Dd1
14)	Ad2	30)	Bd2	46)	Cd2	62)	Dd2
15)	Ad3	31)	Bd3	47)	Cd3	63)	Dd3
16)	Ad4	32)	Bd4	48)	Cd4	64)	Dd4

A-D: Productivity (increasing)
a-d: Seasonality (decreasing)
1-4: Phenology (SP-SU-AU-WI)

Por otra parte, al analizar los TFEs poco representados en la RENP según la “Meta 11 de Aichi” (CDB 2011), se vió un déficit de protección de tipos de funcionamiento ecosistémico. Existieron 14 TFEs (un 22%) con escasa representación. Tanto a nivel peninsular como en la región desértica y tropical coincidieron los TFEs no protegidos y poco protegidos (Figs. 20 a y b), mientras que en la región mediterránea y en el contexto global de la Península se vieron numerosos TFEs poco protegidos a nivel peninsular y de región (Figs.20 a y b).

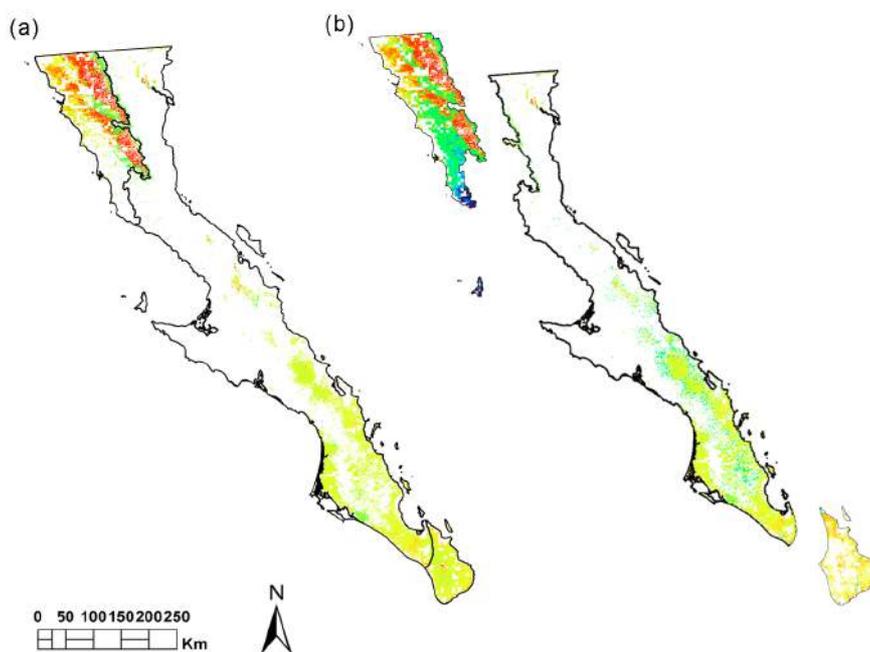


Fig.20: TFEs poco protegidos. (a) TFEs con protección menor al 17% (“Meta 11 de Aichi” (CDB 2011)) en la Península de Baja California. (b) TFEs menor al 17% “Meta 11 de Aichi”, CDB) en cada región por separado (Mediterránea al noroeste, Tropical al sur, y Desierto entre ambas).

01)	Aa1	17)	Ba1	33)	Ca1	49)	Da1
02)	Aa2	18)	Ba2	34)	Ca2	50)	Da2
03)	Aa3	19)	Ba3	35)	Ca3	51)	Da3
04)	Aa4	20)	Ba4	36)	Ca4	52)	Da4
05)	Ab1	21)	Bb1	37)	Cb1	53)	Dd1
06)	Ab2	22)	Bb2	38)	Cb2	54)	Dd2
07)	Ab3	23)	Bb3	39)	Cb3	55)	Dd3
08)	Ab4	24)	Bb4	40)	Cb4	56)	Dd4
09)	Ac1	25)	Bc1	41)	Cc1	57)	De1
10)	Ac2	26)	Bc2	42)	Cc2	58)	De2
11)	Ac3	27)	Bc3	43)	Cc3	59)	De3
12)	Ac4	28)	Bc4	44)	Cc4	60)	De4
13)	Ad1	29)	Bd1	45)	Cd1	61)	Dd1
14)	Ad2	30)	Bd2	46)	Cd2	62)	Dd2
15)	Ad3	31)	Bd3	47)	Cd3	63)	Dd3
16)	Ad4	32)	Bd4	48)	Cd4	64)	Dd4

A-D: Productivity (increasing)
a-d: Seasonality (decreasing)
1-4: Phenology (SP-SU-AU-WI)

5. DISCUSIÓN

5.1. Caracterización y patrones del funcionamiento en una región de transición mediterráneo-desierto-tropical

Nuestro enfoque proporciona una descripción del funcionamiento de los ecosistemas a través de los principales gradientes ambientales de un área de transición mediterráneo-desierto-tropical. A rasgos generales, se encontró un patrón latitudinal de productividad que disminuyó desde el noroeste mediterráneo hacia zonas desérticas, para volver a aumentar hacia las zonas tropicales del extremo sur peninsular. Esto responde fundamentalmente a los patrones climáticos de precipitación: mayores tasas de precipitación en ambos extremos (>500 mm) y valores bajos (35-200 mm) en la zona desértica de transición.

Los patrones del funcionamiento ecosistémico respondieron a la ecorregionalización de la Península de González-Abraham *et al.* (2010), establecida a partir de componentes estructurales y composicionales de la biodiversidad (H1). Además se observó como esta ecorregionalización respondió fundamentalmente a los patrones climáticos. No obstante, a pesar de que existieron numerosas coincidencias en las ecorregiones de nivel jerárquico inferior, aparecieron diferencias en la delimitación de las tres grandes regiones de la Península (mediterránea, desierto y tropical). De hecho, estas zonas limítrofes entre grandes regiones ya habían sido previamente identificadas como lugares de discrepancia por otros autores.

- *Región mediterránea*

Se caracterizó por una gran heterogeneidad de TFEs al existir un gradiente climático en altitud (Peinado *et al.* 2011) que modifica el tipo de vegetación y determina los diferentes comportamientos funcionales dentro de la propia región. En la zona costera del oeste existen dos ecorregiones (*Coastal Sage Matorral* y *Succulent Coastal Matorral*) que experimentaron una elevada estacionalidad. Esto se debe a que esta zona tiene muchas especies caducifolias, a diferencia de las ecorregiones *Chaparral* y *California Mountains*, que dominadas por especies esclerófilas y coníferas, es una vegetación mayoritariamente perennifolia y por tanto, poco estacional. En las dos ecorregiones costeras la presencia de nieblas es muy importante (Hastings y Turner 1965; Martorell y Ezcurra 2002), constituyendo un factor climático que condiciona las adaptaciones de los organismos de la región. Sin embargo, las ecorregiones mediterráneas del interior se sitúan en un macizo montañoso con cotas de hasta 3100 m donde la precipitación en forma de nieve es muy importante (25-50% del total) (Shereve 1936; Epling y Lewis 1942; Thorne 1969; Mooney y Harrison 1972; Wiggins 1980; Westman 1983; Wallace 1985; Oberbauer 1993; Zippin y Vanderwier 1994; Peinado *et al.* 1994, 1995, 2008; Delgadillo 1998, 2004).

La variabilidad interanual de TFEs en general, estuvo asociada con lugares donde las lluvias son más irregulares entre años, que se corresponden a los lugares donde aparecen precipitaciones esporádicas fuera de la época general de lluvias. En la región mediterránea en general, debido a la vegetación perennifolia y a la regularidad de lluvias de invierno, el número de TFEs diferentes que tuvo lugar en un mismo píxel a lo largo de los años (variabilidad interanual) fue bajo. No ocurrió lo mismo en la franja costera del sureste de la región, donde la variabilidad de TFEs aumentó al aumentar la estacionalidad y con ello las variaciones de la vegetación. Los cambios hacia otros TFEs que tuvieron lugar en lugares montañosos fueron moderados, mientras que los cambios a otros TFEs en regiones costeras además de ocurrir con más frecuencia fueron más

pronunciados. Por tanto, la región mediterránea presentó reducida variabilidad interanual, pero alta heterogeneidad espacial.

Esta región se caracterizó por tener los mayores índices de rareza de TFEs, debido a la existencia de grandes contrastes ambientales. Las grandes diferencias que se encontraron entre el este y el oeste de la zona norte peninsular, correspondiente al límite entre regiones, viene dado por la línea de cumbres de las montañas. Estas cumbres marcan una fuerte transición: en las partes altas la precipitación es 500-700 mm anuales, con un 25-50% de nieve (*California Mountains*), mientras que unos pocos kilómetros al este la precipitación es inferior a los 100 mm (*Lower Colorado Desert*). Estos fuertes contrastes que generan heterogeneidad ambiental fueron los responsables de la elevada diversidad funcional de la región, situándose, contrariamente a lo previsto en nuestra hipótesis (H2) como la región con mayor diversidad funcional.

Las ecorregiones clasificadas como mediterráneas según González-Abraham *et al.* (2010), se ajustaron a los patrones funcionales característicos mediterráneos (H1). Aún así, existió una ecorregión con grandes peculiaridades, *Pacific Islands*, que ya González-Abraham *et al.* (2010) la identificaba como una de las zonas de discrepancia entre autores. Su singularidad biológica y biogeográfica es incuestionable. Rzedowski (1978), en su trabajo clásico sobre la Vegetación de México, la considera como una provincia florística distintiva dentro de la Región Pacífica Norteamericana, Reino Holártico. Estas islas comparten un alto porcentaje de especies con la región mediterránea de California (especialmente Isla Guadalupe, con 73% de plantas compartidas; Moran 1996), que ocupan principalmente las partes altas (>800 m) de nieblas frecuentes. La mayor parte de la extensión de estas islas está ocupada por vegetación semidesértica. No obstante, biogeográficamente es interesante que existan ciertas especies de carácter mediterráneo (ocupando una pequeña extensión), lo que ha llevado a numerosos autores a estudiar su singular conexión mediterránea (Epling y Lewis 1942; Wallace 1985; Smith *et al.* 1990; Oberbauer 1993; Moran 1996) y a considerarla como una ecorregión mediterránea en latitudes desérticas (González-Abraham *et al.* 2010). Esta ecorregión hasta ahora definida como mediterránea, en nuestro análisis de correspondencias se situó con el grupo de ecorregiones desérticas. Además, en ella dominaron los TFEs de baja productividad, propios del desierto (*Fig. 6*). La distribución de TFEs en *Pacific Islands* fue muy distinta del resto de ecorregiones del Mediterráneo (*Fig. 13*), comportándose funcionalmente a modo de outlier desértico dentro de la región mediterránea. Esta aparente contradicción en la clasificación nos plantea el interrogante de cómo considerar en términos de pertenencia a dos zonas que presentan similitudes florísticas pero funcionalmente presentan diferencias.

- *Región Desértica*

Son áreas con gran variabilidad espacial, interanual e intra-anual de lluvias (Hastings y Turner 1965; Turner y Brown 1982; Peinado *et al.* 2011) y por tanto con condiciones específicas para que exista una gran variedad de TFEs. El funcionamiento está condicionado por la influencia térmica opuesta del Golfo de California y del Océano Pacífico, que afecta marcadamente el patrón climático latitudinal. La presencia de la Corriente de California en la vertiente del Pacífico propicia la extensión meridional a lo largo de esta costa de características climáticas mediterráneas (incluidas frecuentes nieblas), mientras que la elevada temperatura del Golfo de California prolonga la influencia tropical hacia el norte por sus costas (Hastings y Turner 1965; Peinado *et al.* 1994). En la vertiente Pacífica, se ha demostrado que la temperatura superficial del océano (promotora de nieblas) y la porción de la radiación fotosintéticamente activa (fPAR)

están directamente relacionadas (Reimer *et al.* 2015), ayudando a mantener un mínimo de productividad en lugares donde la precipitación es muy escasa o incluso nula durante largos periodos de tiempo.

Los valores de estacionalidad del desierto fueron muy variables según el tipo de vegetación (Shreve 1951; Wiggins 1980; Peinado *et al.* 1994; Delgadillo y Macías-Rodríguez 2002; Peinado *et al.* 2005; León de la Luz *et al.* 2006, 2008).

Nuestros análisis permitieron detectar las denominadas “mountain islands”, existentes en la matriz desértica. Son zonas montañosas con altitudes superiores a los 1000 m que aparecen como parches de elevada productividad a lo largo de la región del desierto. Además, mostraron menor variabilidad interanual y mayor similitud funcional entre años que el área circundante. Esto se debe a que actúan como refugios de vegetación mediterránea templada, donde existe menor evapotranspiración, lo que disminuye el efecto de las bajas precipitaciones (Peinado *et al.* 1994). También se observó la singularidad de La Sierra de la Giganta (ecorregión *La Giganta Ranges*), que apareció como un parche de funcionamiento diferente a su entorno, en esta área también se conservan relictos de vegetación de otras épocas climáticas. Concretamente, esta área es una zona de transición altitudinal de vegetación desértica-tropical, es decir, en ella la tropicalidad aumenta en altitud (León de la Luz *et al.* 2008). Debido a sus particularidades, ha sido una región sujeta a prolongadas controversias para adjudicar su pertenencia ecológica (Shreve 1951; Zipping y Vanderwier 1994; León de la Luz *et al.* 2008; González-Abraham *et al.* 2010).

La variabilidad espacial y temporal de las condiciones ambientales y especialmente de la precipitación, provocó que el desierto fuera el área donde mayor variabilidad interanual de TFEs existió, de acuerdo con nuestra hipótesis (H2), así como donde la similitud entre nuevos TFEs fue menor, pues las condiciones ambientales son muy cambiantes (Peinado *et al.* 2011). La variación de la vegetación en esta región está muy determinada por la alta heterogeneidad ambiental a nivel local (Riemann y Ezcurra 2007; Webb 2014; Webb y Starr 2015), lo que se traduce en un funcionamiento muy diverso, pero no tanto como en la región mediterránea.

Es en esta región del desierto fue donde encontramos algunos de los TFEs que componen el funcionamiento dominante. La rareza de TFEs por el contrario, tuvo valores medios-altos en la parte centro-este de la región y disminuyó hacia la zona sur de la región funcionalmente más tropicaloide. En esta región existieron numerosos TFEs y de ellos sólo unos pocos fueron dominantes, por tanto existió también elevado índice de rareza. Las condiciones extremas específicas de determinadas zonas son las posibles causantes de dicha singularidad y rareza de TFEs.

Nuestros resultados de análisis del funcionamiento mostraron que la región considerada como desierto por González-Abraham *et al.* (2010) se puede separar en dos partes (aprox. a 27.5° N) (Fig. 6) (H1). La parte norte de baja productividad, baja a moderada estacionalidad y alta dependencia de las lluvias de invierno (ecorregiones *Lower Colorado Desert*, *Central Desert* y *Vizcaino Desert*); y la parte sur, de mayor productividad, alta estacionalidad y dependiente de las lluvias de verano (ecorregiones *Gulf Coast*, *La Giganta Ranges* y *Magdalena Plains*). Existen especies vegetales propias de la parte más al norte del desierto que según la bibliografía, dependen de las lluvias de verano para sobrevivir, pero a pesar de ello, vemos que su distribución ocupa zonas donde abunda la precipitación de invierno. Esto podría deberse a que la temperatura en determinadas áreas es adecuada para que se produzca un pronto aprovechamiento del agua de lluvia, por lo tanto, podríamos llamarlo “Desierto de lluvia de

invierno”, pues funciona con lluvias de invierno. Este resultado es la primera muestra con datos ecológicos que muestran que es un desierto de lluvias invierno. Las ecorregiones de la parte sur del desierto presentan como TFE dominante el (51) *Da3*, es decir, el TFE definitorio de la región tropical (D = muy productivo, a = muy estacional y 3 = momento del máximo verdor en otoño). Además, en nuestro análisis de correspondencias estas ecorregiones se sitúan cercanas al grupo de las tropicales, y muy alejadas de las desérticas de transición. Por lo tanto, podríamos decir que estas ecorregiones son funcionalmente tropicales.

Este análisis puede contribuir a comprender la controversia que ha existido tradicionalmente sobre la clasificación de algunas ecorregiones desérticas. Shreve 1951 consideró como trópico a *La Giganta Ranges*, pero un estudio posterior de León de la Luz *et al.* 2008 sugirió que florísticamente se asemejaba al desierto. En el caso de *Gulf Coast* y *Magdalena Plains*, todos los estudios desde el trabajo de Shreve (1951) las han considerado como ecorregiones desérticas (ver revisión en Garcillán *et al.* 2010; González-Abraham *et al.* 2010). Sin embargo, nuestros análisis mostraron que estas tres ecorregiones funcionalmente tienen un fuerte carácter tropical. La ecorregión *Gulf Coast* es una estrecha franja de muy larga extensión latitudinal (24-29° N) a lo largo del gradiente decreciente de precipitación de verano (no tiene precipitación apreciable de invierno). Estas características y el efecto barrera de las montañas al oeste, hace que sea la ecorregión más heterogénea de toda la Península, de ahí su difícil clasificación. *La Giganta Ranges* se identifica también como una zona de discrepancia en González-Abraham *et al.* (2010), pero no ocurre lo mismo para *Magdalena Plains*. Por lo tanto, la identificación de rasgos funcionalmente tropicaloides en esta última ecorregión hace que también deba replantearse su clasificación.

- *Región Tropical*

Dominaron los TFEs muy productivos y estacionales (p.ej: (51) *Da3*, (52) *Da4*...). En este caso es el Golfo de California quien determina los patrones climáticos de la región, muy influidos por la presencia de tormentas y huracanes (Farfán y Fogel 2007) en los meses de verano e inicios de otoño (de Julio a Octubre).

La característica definitoria de los bosques tropicales secos, independientemente de su precipitación anual promedio, es la existencia de una estación sin lluvias (estación de "secas") de entre cinco y ocho meses. Esto es lo que les confiere la elevada estacionalidad que los caracteriza. Este periodo de ausencia de lluvia provoca que la mayoría de las especies sean caducifolias (Shreve 1937; Wiggins 1980; León de la Luz *et al.* 2000; Peinado *et al.* 2011). En ellos existió variabilidad intra-anual (estacionalidad), pero estabilidad interanual, de ahí la estabilidad de TFEs. Es decir, los TFEs no cambiaron a lo largo de la serie temporal, y si lo hicieron son hacia TFEs muy similares (H2). Esta última característica nos llevó a pensar en la existencia de redundancia funcional, pues existieron pocos TFEs en una misma área, que respondieron a unas condiciones ambientales constantes, y que no cambiaron a lo largo del tiempo.

Esta área se compuso por los TFEs dominantes en la Península (p.ej. (51) *Da3*, (50) *Da2*...), por lo tanto fue el área donde menor índice de rareza o endemidad de TFEs encontramos, así como la región con menor diversidad funcional. Ambos hechos están relacionados con que son sistemas mucho más regulares climáticamente.

Respecto a la regionalización de González-Abraham *et al.* (2010), las tres ecorregiones de la región tropical estuvieron dominadas en extensión por el mismo TFE ((51) *Da3*), por lo tanto

fueron ecorregiones típicamente tropicales en términos funcionales. A pesar de que la ecorregión *Cape Mountains* está dominada por especies templadas (*Pinus sp.*, *Quercus sp.*), debido a su comportamiento como refugio biogeográfico. Los límites de la región tropical-desierto reconocidos en González-Abraham *et al.* (2010) se han establecido históricamente basándose en distribución de especies, composición y estructura de la vegetación, y León de la Luz *et al.* (2000) lo relacionaron al cambio de sustrato geológico: granítico en la región tropical y volcánico en el desierto. El límite sería aprox. la falla de La Paz a -110° 20' W. Nuestros resultados mostraron que hay también un cambio significativo en la productividad promedio en la misma zona. Esta interpretación de la transición tropical-desierto es novedosa. La tropicalidad se extendió la mitad sur peninsular, más allá de la re su funcionamiento deja abierta una vía prometedora de estudio sobre el comportamiento funcionalmente tropical de diversas partes del desierto. gión tropical definida por otros autores (H1), hasta alcanzar las costas del Pacífico. Algo que no ha sido claramente explicitado en términos ecológicos con anterioridad. Existen por tanto, otras ecorregiones no consideradas tropicales hasta la actualidad (sino desierto), que aunque no tienen la tropicalidad tan marcada como las propias tropicales (*Sarcocaulis Shrubland*, *Tropical Dry Forest* y *Cape Mountains*), también poseen el TFE típico del trópico como el más abundante (*Gulf Coast*, *La Giganta Ranges* y *Magdalena Plains*). Por lo tanto,

5.2. Papel de los controles climáticos de la diversidad funcional

El cambio global supone la modificación de las condiciones ambientales a nivel de todo el planeta (Vitousek *et al.* 1997). Para comprender el efecto de dichos cambios sobre los ecosistemas, e identificar aquellos con un mayor impacto potencial, la cuantificación del control que ejercen las variables climáticas sobre el funcionamiento de los ecosistemas es un aspecto clave.

El papel de las variables ambientales (abióticas y bióticas) que controlan los procesos ecosistémicos es diferente según el nivel de organización biológica y la escala espacial considerada (Reed *et al.* 1993; Pearson y Dawson 2003). En principio, los procesos ecosistémicos en áreas naturales están relacionados con la precipitación (Lauenroth *et al.* 1978; McNaughton *et al.* 1993), la temperatura (Rosenzweig 1968; Jobbagy *et al.* 2002), las características edáficas (Jenny 1941, Noy-Meir 1973) y la estructura de la vegetación (Epstein *et al.* 1998). La riqueza de TFEs en el área de transición mediterráneo-desierto-tropical mostró contrastes y patrones a través de las ecorregiones, lo que indica que los principales controles de la diversidad funcional de los ecosistemas están relacionados con las zonas climáticas regionales. Los controles se dividieron en dos grupos: energía térmica (temperatura) y disponibilidad de agua (precipitación).

El principal control de la diversidad funcional de los ecosistemas fue la energía térmica (H3). En nuestra área de estudio el frío fue clave para la riqueza de TFEs, dado que cuanto más fría fue la temperatura del mes más frío, la diversidad funcional aumentó. Junto a la temperatura del mes más frío, la temperatura del cuartil de año más frío fueron los controles climáticos que más influyeron en la riqueza.

En el área de transición mediterráneo-desierto-tropical de la Península de Baja California, la relación entre riqueza de TFEs y temperatura fue contraria a la encontrada a nivel de especie para el hemisferio norte, donde a mayor temperatura existe una mayor riqueza de especies (Hawkins *et al.* 2003; Whittaker *et al.* 2007). En nuestro estudio se observó que las distintas

variables relacionadas con la temperatura, en general, tuvieron un efecto negativo sobre la riqueza de TFEs, sobre todo a partir de ciertos umbrales.

Además, dado que la disponibilidad hídrica y la variabilidad en la temperatura son los principales factores que determinan los principales tipos de vegetación a escala mundial y regional (Holdridge 1947; Woodward y Williams 1987), se esperaba la existencia de controles climáticos de la riqueza de TFEs derivados de la estructura y composición de la vegetación (Alcaraz-Segura *et al.* 2013). Así, encontramos que las ecorregiones con la mayor diversidad funcional correspondieron a los bosques esclerófilos mediterráneos (H2) con un mosaico de bosque y zonas con matorral (Peinado *et al.* 1995; Delgadillo *et al.* 1998). Sin embargo, las ecorregiones que corresponden a bosques tropicales estacionales mostraron la menor riqueza de TFEs, lo que puede estar relacionado con que son sistemas mucho más regulares climáticamente (existe menor heterogeneidad ambiental y por tanto menor riqueza); con sequías que limitan la diversidad de especies de plantas (Kreft y Jeft 2007) y por tanto, la diversidad funcional de los ecosistemas.

La relación entre riqueza a nivel de especie y disponibilidad hídrica es positiva para el hemisferio norte (Hawkins *et al.* 2003; Whittaker *et al.* 2007), pero nuestros resultados mostraron que a partir de ciertos umbrales la diversidad funcional disminuye, existiendo además, un bajo control del agua sobre la diversidad funcional. Esto puede deberse a la existencia de otro factor que suple el papel de la precipitación en el ecosistema, las nieblas costeras (Peinado *et al.* 1994; Reimer *et al.* 2015). El peso de esta variable habría de considerarse en estudios futuros para determinar su papel en el funcionamiento ecosistémico.

Una variable que sí posee peso dentro de los controles hídricos fue la estacionalidad de la precipitación ($R^2= 24.8\%$), con un efecto negativo sobre la riqueza de TFEs. La concentración de la lluvia en una época del año no favorece la riqueza de TFEs. Relacionado con esto, cabe mencionar que el carácter tropical de la lluvia, referida a la precipitación del mes más cálido, tuvo un efecto negativo sobre la riqueza de TFEs con una varianza explicada del 16%, esto justifica que en zonas de clima típicamente tropical la riqueza de TFEs sea baja. Contrario a ello, encontramos que el carácter mediterráneo de la lluvia, identificado como precipitación del mes más frío, tuvo un efecto positivo sobre la riqueza de TFEs con un 12% de varianza explicada, es decir, en zonas de influencia climática mediterránea la riqueza fue mayor.

La variabilidad temporal (ya sea estacional o diaria) de la temperatura tuvo poco efecto sobre la riqueza. No obstante, el efecto que produce fue inicialmente positivo, comenzando a tener efecto negativo cuando era demasiado alta. Esto también se vió en la isothermalidad; demasiada estabilidad térmica tuvo efecto negativo sobre la riqueza. La variabilidad genera heterogeneidad, lo que favorece la diversidad funcional de ecosistemas, al igual que ocurre con las especies (Nichols *et al.* 1998; Stein *et al.* 2014)

En definitiva, y haciendo referencia a nuestra hipótesis “la mayor variabilidad climática estacional aumenta la diversidad funcional” (H2), podemos afirmar que la variabilidad estacional en precipitación tuvo un efecto negativo sobre la diversidad funcional, mientras que la estacionalidad en la temperatura lo tuvo positivo. Por lo tanto, según el factor climático a considerar el efecto varía.

5.3. Áreas naturales protegidas y propuestas de conservación

En la red de espacios naturales protegidos (RENP) de la Península de Baja California, la protección de los ecosistemas fue representativa en términos de funcionamiento ecosistémico teniendo en cuenta la superficie completa de la Península, pero presentó ciertos sesgos a nivel de regiones (H4). Una parte del funcionamiento (el 22% de los TFEs) no estuvo lo suficientemente protegida según la “*Meta 11 de Aichi*” (CDB 2011). El Convenio sobre Diversidad Biológica plantea el llamado “Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020”, que contempla cinco objetivos estratégicos y veinte metas, denominadas Metas de Aichi. La Meta número 11 sitúa en el 17% el porcentaje mínimo de protección que han de poseer los ecosistemas terrestres del planeta.

Más allá de la protección de ecosistemas a nivel de la Península de Baja California, es de interés fijar nuestra atención en su protección a nivel de las tres grandes regiones: mediterránea, desierto y tropical. En este sentido, se observaron grandes diferencias en el nivel de protección de los tipos de funcionamiento ecosistémico según la región. Existieron TFEs incluidos en la RENP a nivel peninsular que no aparecen protegidos a nivel de región. Nuestro objeto de análisis aquí radica en que, aunque el TFE de un lugar sea similar al de otro punto de la Península, el de cada región es biogeográfica y ecológicamente exclusivo.

La región desértica apareció ampliamente representada en la RENP. En el centro desértico de la Península encontramos dos extensas áreas protegidas, que incluyen la mayoría de los TFEs poco productivos. Por lo general, es menos costoso socialmente proteger las zonas menos productivas, porque normalmente llevan asociadas bajas tasas poblacionales y un bajo aprovechamiento de los escasos recursos (White y Nackoney 2003). La idea de naturaleza prístina sin presencia humana, ha estado presente durante mucho tiempo en las acciones de conservación (Nash 1973; Rangarajan y Shahabuddin 2006), lo que ha llevado en numerosas ocasiones a dejar de lado a los habitantes en la construcción de estrategias de conservación. Esto se traduce en un hecho con importancia y repercusión para la Conservación de la Biodiversidad: la falta de aceptación social.

Siguiendo el patrón contrario, las zonas más productivas de la Península aparecieron escasamente representadas en la RENP. Las áreas productivas son las de mayor demanda social, debido a que son una fuente de recursos y son escasas. Aunque esto no debería impedir el establecimiento de estrategias de conservación, pues se han de compaginar las actividades sociales y económicas con la conservación, ya que las dinámicas ecológicas no pueden separarse de la dinámica humana (Folke *et al.* 2011), y la dinámica humana necesita de las dinámicas ecológicas para sobrevivir (Ehrlich y Kennedy 2005).

Las zonas productivas de la Península, además de ser las zonas de mayor demanda social de recursos, son también zonas de gran interés biogeográfico y evolutivo. Por un lado encontramos el bosque seco tropical: un área aislada del resto del trópico seco americano desde hace al menos 5 millones de años, la cual presenta elevada diversidad y endemidad en numerosos grupos de organismos, tanto de plantas como de animales (Trejo y Dirzo 2002; Garcillán *et al.* 2003; Becerra 2005; Riemann y Ezcurra 2007). Esta región apareció con protección representativa a nivel peninsular y de ecorregión, pero los resultados teniendo en cuenta la “*Meta 11 de Aichi*” (CDB 2011), mostraron que tanto a nivel de Península como de ecorregión la protección del funcionamiento tropical fue deficiente. Por tanto, la tropicalidad no está lo suficientemente protegida en la Península de Baja California.

Por otro lado, como zona productiva aparece la región mediterránea, enclave de singularidad ecológica en Norteamérica. A lo largo de los diferentes análisis vimos como destaca esta región por sus peculiaridades funcionales, alta productividad, riqueza, rareza... es decir, muestra en términos funcionales lo que ya había sugerido la diversidad de su flora y su riqueza de endemismos (Peinado *et al.* 1995; Delgadillo 1998; Riemann y Ezcurra 2007). En esta zona, cuya superficie representa tan solo el 17% del total peninsular, se encuentran casi la mitad de las especies (44%) y el 71% de los géneros (Peinado *et al.* 1994). Podemos decir por tanto, que las áreas mediterráneas destacan tanto funcional como composicionalmente, por sus altos niveles de singularidad de TFEs y endemismos, por poseer muchos géneros de plantas altamente diversificados, y una alta riqueza de funcionamiento ecosistémico y de especies (Arroyo *et al.* 1995).

A pesar de ello, la región mediterránea mostró los mayores huecos y deficiencias en la protección de ecosistemas ("*Meta 11 de Aichi*" (CDB 2011)) tanto a nivel peninsular como de región (donde este efecto se aumentó considerablemente). Este patrón es similar al de las áreas mediterráneas del mundo, para las que se piensa que la cobertura de los espacios protegidos es insuficiente como para preservar la biota (Hobbs *et al.* 1995; Arroyo y Cavieres 1997). Tanto esta región como la funcionalmente tropical, se presentan como los lugares donde mayor presión demográfica y transformación humana existe, ya que son las escasas áreas habitables y cultivables (Canales 1995, González-Abraham *et al.* 2015), lo que las convierte en lugares donde es más difícil aplicar medidas de conservación.

No obstante, la infraprotección de estas áreas junto con su importancia ecológica, las sitúa como candidatas para nuevas acciones de conservación. La acelerada pérdida y modificación de los sistemas naturales que ha presentado México durante las últimas décadas ha provocado la necesidad de que se fortalezcan los esfuerzos de conservación de regiones con alta biodiversidad (González-Abraham *et al.* 2015). En este contexto, la identificación de nuevas áreas a proteger resulta esencial.

En nuestro trabajo, a partir de los atributos funcionales aportados por los índices de vegetación se detectaron áreas de interés para la conservación, contribuyendo al diseño y planificación de las áreas protegidas. Existen otros esfuerzos en este sentido, el Programa de Regiones Prioritarias para la Conservación de la Biodiversidad, de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad de México (CONABIO), realizó un trabajo en el que se detectaron áreas particularmente importantes desde el punto de vista de la biodiversidad para todo México. Esto se tradujo en el Proyecto Regiones Terrestres Prioritarias (RTP) que tuvo como resultado un mapa de regiones prioritarias de conservación (Arriaga *et al.* 2000), con el fin de orientar estrategias para la conservación, como el establecimiento de nuevas áreas protegidas.

Las áreas identificadas como zonas de prioridad para la conservación basadas en atributos funcionales de los ecosistemas se asemejaron en cierto modo a las establecidas por Arriaga *et al.* (2000) (*Fig. 11 en Anexo*). Las semejanzas las encontramos en la zona mediterránea fundamentalmente, donde se ubican las regiones prioritarias según nuestro análisis (e.g. ecorregión *California Mountains y Chaparral*). La identificación de esta zona como área a proteger se debe a su elevada diversidad funcional, junto con la singularidad en el funcionamiento ecosistémico. A esto se le añade que es la región con menor protección para toda la Península. Por tanto, un suplemento de protección con objeto de cumplir la "*Meta 11 de Aichi*" (CDB 2011), sería la asignación de nuevas zonas de protección de estos TFEs,

coincidiendo con zonas de elevada diversidad funcional y singularidad de TFEs no protegidos previamente en esta región.

En definitiva, proponemos como área a proteger las zonas centrales montañosas mediterráneas dentro de las ecorregiones *California Mountains* y *Chaparral* (región 11 y 12 según Arriaga *et al.* 2000 (*Fig. 11 en Anexo*)). La definición de los límites se apoyó en el criterio de Arriaga *et al.* (2000), junto con los criterios funcionales (tipo de TFEs, diversidad funcional, singularidad y porcentaje de protección en la actualidad).

Para la zona desértica, el Proyecto Regiones Terrestres Prioritarias (RTP) (Arriaga *et al.* 2000) establece algunas áreas a conservar que ya se encuentran en la RENP. A esta región, habría que añadirle como áreas de especial importancia para la conservación la zona desértica meridional de marcado carácter tropical, que contiene a las ecorregiones de *La Giganta Ranges* y *Magdalena Plains*. Ambas zonas presentaron una elevada diversidad funcional, aunque no ocurre lo mismo con la singularidad de TFEs, la cual fue baja debido a que estuvieron dominadas por el TFE de mayor extensión de la Península ((51) *Da3*).

Es en la región tropical donde se encontró que el área de mayor interés de conservación ya estaba protegido, propuesto también por Arriaga *et al.* (2000), pero responde a una pequeña área. La pequeña zona protegida coincide con la mayor singularidad de TFEs, y un ligero aumento de la diversidad funcional. En este escenario creemos que sería conveniente proteger en mayor medida al TFE característico del funcionamiento carácter tropical, ubicado en el desierto ((51) *Da3*). Esto podría conseguirse con la protección de áreas de *La Giganta Ranges* y *Magdalena Plains*, ya que aparte de ser zonas que se diferenciaron en el funcionamiento con su entorno, presentaron el TFE tropical dominante. La delimitación de ambas regiones de protección se correspondería con la establecida por Arriaga *et al.* (2000) (región 3 y 4).

La identificación de las áreas prioritarias de conservación incluye la protección del tipo de funcionamiento ecosistémico dominante, el cual sustenta los principales procesos ecológicos de la Península, así como de los tipos de funcionamiento singulares que generan heterogeneidad, y por tanto ofrecen resiliencia y diversidad funcional. Además de estos criterios para definir las estrategias de conservación, se ha de considerar a la población desde la primera etapa de diseño de la RENP.

6. CONCLUSIONES

Este estudio proporciona una original caracterización del funcionamiento de los ecosistemas naturales y de la diversidad funcional de ecosistemas de la transición mediterráneo-desierto-tropical en la Península de Baja California, mediante la identificación de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs) a través de técnicas de teledetección. Según nuestros resultados, las conclusiones en relación a las hipótesis planteadas son:

H1. Conforme a la hipótesis, en general, los patrones geográficos del funcionamiento de los ecosistemas reflejan la regionalización ecológica. No obstante, se han detectado las siguientes diferencias entre la caracterización funcional de los ecosistemas y las ecorregiones basadas en atributos estructurales y composicionales de la biodiversidad: *Pacific Islands*, cuyos ecosistemas son funcionalmente más cercanos a las áreas desérticas que a la región mediterránea, y *La Giganta Ranges*, *Gulf Coast*, y *Magdalena Plains*, cuyos ecosistemas presentan un funcionamiento más tropical que desértico.

H2. Al contrario de lo esperado, la región con mayor diversidad funcional de ecosistemas es la mediterránea, seguida por la desértica. Conforme a lo esperado, la región desértica muestra la mayor variabilidad interanual en el funcionamiento ecosistémico, seguida por la región mediterránea. La región tropical presenta el funcionamiento ecosistémico más estable a lo largo de los años y los valores más bajos de diversidad.

H3: Como es conocido para el hemisferio norte para la diversidad de especies, el principal control climático de la diversidad funcional de ecosistemas es la energía térmica (temperatura), mostrando las altas temperaturas un efecto limitante y la estacionalidad de las temperaturas un efecto positivo. Paradójicamente, pese a tratarse de una península mayoritariamente seca y árida, la cuantía de las precipitaciones no ejerce un control significativo sobre la diversidad funcional de ecosistemas, aunque la estacionalidad en las precipitaciones muestra un efecto negativo sobre la misma.

H4: La mayoría de los TFEs (todos excepto uno) identificados están representados en la red de áreas protegidas de la Península de Baja California. No obstante, algunos TFEs mediterráneos y tropicales con elevada productividad no alcanzaron el mínimo de superficie protegida que recomiendan las "Metas de Aichi para la Biodiversidad".

Como apoyo a la conservación de la biodiversidad mediante el diseño de redes de áreas protegidas, nuestros resultados basados en atributos funcionales de los ecosistemas proponen la protección de los ecosistemas desérticos que presentan funcionamiento tropical y de los mediterráneos montañosos. Nuestra propuesta refuerza la de Arriaga *et al.* (2000) basada en atributos composicionales y estructurales de la biodiversidad. Esta coincidencia entre dos aproximaciones metodológicamente muy distintas, consolida el potencial que ofrece la caracterización funcional de ecosistemas mediante teledetección para la conservación de la biodiversidad.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz-Segura D., Cabello J., Paruelo J.M., Delibes M. (2009b) Use of descriptors of ecosystem functioning for monitoring a national park network: a remote sensing approach. *Environmental Management*, 43, 38-48.
- Alcaraz-Segura D., Di Bella C.M., Straschnoy J.V. (2013) *Earth Observation of Ecosystem Services*, CRC Press - Taylor & Francis Group. Boca Raton, 518 pp.
- Alcaraz-Segura D., Paruelo J.M., Cabello J. (2009a) Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology*, 202, 13-29.
- Alcaraz-Segura D., Paruelo J. M., Cabello J. (2006) Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 200-212.
- 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, 127-154
- Allen T.F.H., Hoekstra T.W. (1992) *Toward a unified ecology*. Columbia University Press, New York, pp 384
- Araujo M.B., Cabeza M., Thuiller W., Hannah L., Williams P.H. (2004) Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, 10, 1618-1626
- Araújo M.B., Williams P.H. (2001). The bias of complementarity hotspots toward marginal populations. *Conservation Biology*, 15(6), 1710-1720.
- Armsworth P.R., Chan K.M.A., Daily G.C., Ehrlich P.R., Kremen C., Ricketts T.H., Sanjayan M.A. (2007) Ecosystem-service science and the way forward for conservation. *Conservation Biology*, 21, 1383-1384
- Arriaga L., Aguilar C., Espinosa D. y Jiménez R. Eds. (1997) *Regionalización ecológica y biogeográfica de México*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, México D.F.
- Arriaga L., Espinoza J.M., Aguilar C., Martínez E., Gómez L., Loa E.(coordinadores) (2000) *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.
- Arroyo M.T.K., Cavieres, L. (1997) The Mediterranean-type climate flora of central Chile-What do we know and how can we assure its protection. *Noticiero de Biología*, 5, 48-56.
- Arroyo M. T. K., Cavieres L., Marticorena C., Muñoz-Schick M. (1995) Convergence in the Mediterranean floras in central Chile and California: insights from comparative biogeography. In *Ecology and biogeography of Mediterranean ecosystems in Chile, California, and Australia* (pp. 43-88). Springer New York.
- Aspizua R., Barea-Azcón J.M., Bonet F.J., Pérez-Luque A.J., Zamora R. (2012) *Observatorio de Cambio Global Sierra Nevada: metodologías de seguimiento*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 1-112.
- Azzali S., Menenti M. (1999) Mapping isogrowth zones on continental scale using temporal Fourier analysis of AVHRR-NDVI data. *International Journal Applied Earth Observation and Geoinformation*, 1, 9-20.
- Baldi G., Paruelo J. M. (2008) Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2), 6.
- Barr L.M., Pressey R.L., Fuller R.A., Segan D.B., McDonald-Madden E., Possingham H.P. (2011) A new way to measure the world's protected area coverage. *PLoS One*, 6(9), e2470.
- Becerra J.X. (2005) Timing the origin and expansion of the Mexican tropical dry forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(31), 10919-10923.
- Beier P., Hunter M. L., Anderson M. (2015) Special Section: Conserving Nature's Stage. *Conservation Biology*, 29(3), 613-617.
- Butchart S.H., Walpole M., Collen B., Van Strien A., Scharlemann J.P., Almond R. E., ... Watson R. (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- Cabello J., Alcaraz-Segura D., Altesor A., Delibes M., Liras E. (2008) Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. *Ecosistemas*, 17, 53-63

- Cabello J., Fernández N., Alcaraz-Segura D., Oyonarte C., Piñeiro G., Altesor A., Delibes M., Paruelo J. (2012) The ecosystem functioning dimension in conservation: Insights from remote sensing. *Biodiversity Conservation*, 21, 3287–3305.
- Cabello J., Lourenço P., Reyes A., Alcaraz-Segura D. (2013) Ecosystem Services Assessment of National Parks Networks for Functional Diversity and Carbon Conservation Strategies Using Remote Sensing. In: Alcaraz-Segura D, Di Bella CM, Straschnoy JV, *Earth Observation of Ecosystem Services*, 179-200. CRC Press - Taylor & Francis Group. Boca Raton
- Canales A. (1995) El poblamiento de Baja California. 1848-1950. *Revista Frontera Norte*, 7(13), 5-23.
- Carnaval A.C., Hickerson M.J., Haddad C.F.B., Rodrigues M.T., Moritz C. (2009) Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science*, 323, 785–789.
- Callicott J.B., Crowder L.B., Mumford K. (1999) Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology*, 13, 22–35.
- CDB, Convenio sobre Diversidad Biológica (2011) Conferencia de las Partes Decisión X/2: Plan estratégico para la biodiversidad 2011–2020. www.cbd.int/decision/cop/?id=12268.
- CDB, Convenio sobre Diversidad Biológica (2010) *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3*. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Montreal.
- Chape S., Harrison J., Spalding M., Lysenko I. (2005) Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 443-455.
- Costanza R., Norton B. G., Haskell B.D. (1992) *Ecosystem Health: New goals for environmental management*. Island Press, Washington D.C.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J.M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Cowling R.M., Knight A. T., Faith D.P., Ferrier S., Lombard A.T., Driver A., ... Desmet, P. G. (2004) Nature conservation requires more than a passion for species. *Conservation Biology*, 1674-1676.
- Daily G. C. (1997) *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems. Part III. Services supplied by major biomes*. Island Press, Washington D.C.
- Dale V.H., Beyeler S.C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1(1), 3-10.
- De la Luz L., Luis J., Domínguez-Cadena R., Medel-Narváez A. (2012) Florística de la selva baja caducifolia de la Península de Baja California, México. *Botanical Sciences*, 90(2), 143-162.
- Delgadillo J. (1998) *Florística y ecología del norte de Baja California*. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada.
- Delgadillo J. (2004) *El bosque de coníferas de la Sierra de San Pedro Mártir, Baja California*. SEMARNAT - Instituto Nacional de Ecología, México DF.
- Delgadillo J., Macías-Rodríguez M.A. (2002) Componente florístico del desierto de San Felipe, Baja California, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 70, 45-65.
- Di Bella C. M., Rebella C. M., Paruelo J. M. (2000) Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *International Journal of Remote Sensing*, 21(4), 791-797
- Dimmitt M.A. (2000) Biomes and communities of the Sonoran Desert Region. In: Phillips, S.J. & Wentworth Comus, P. (eds.) *A natural history of the Sonoran Desert*, pp. 3-18. Arizona-Sonora Desert Museum Press, University of California Press, Berkeley, CA, US
- Dionisio M.A., Alcaraz-Segura D., Cabello J. (2012) Satellite-Based Monitoring of Ecosystem Functioning in Protected Areas: Recent Trends in the Oak Forests (*Quercus pyrenaica* Willd.) of Sierra Nevada (Spain). *International Perspectives on Global Environmental Change*, 355-37.
- Duro D., Coops N.C., Wulder M.A., Han T. (2007) Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography*, 31, 235–260.
- Ehrlich P.R., Kennedy D. (2005) . Millennium assessment of human behavior. *Science*, 309, 562 – 563
- Enríquez-Andrade R., Anaya-Reyna G., Barrera-Guevara J. C., de los Ángeles Carvajal-Moreno M., Martínez-Delgado M. E., Vaca-Rodríguez J., Valdés-Casillas C. (2005) An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean and Coastal Management*, 48(1), 31-50.

- Epling C., Lewis, H. (1942). The centers of distribution of the chaparral and coastal sage associations. *American Midland Naturalist*, 445-462.
- Epstein H.E., Lauenroth W. K., Burke I. C., Coffin D.P. (1998) Regional productivities of plant species in the Great Plains of the United States. *Plant Ecology*, 134,173-195.
- Evrendilek F., Gulbeyaz O. (2008) Deriving vegetation dynamics of natural terrestrial ecosystems from MODIS NDVI/EVI data over Turkey. *Sensors*, 8, 5270-5302.
- Ezcurra E. (2001) Desert and Sea. In: Robles-Gil, P., Ezcurra, E. & Mellink, E. (eds.) *The Gulf of California. A world apart*, pp. 37–61. Agrupación Sierra Madre, México D.F., MX.
- Ezcurra E., Rodríguez V. (1986) Rainfall patterns in the Gran Desierto, Sonora, Mexico. *Journal of Arid Environments*.
- Ezcurra E., Peters E., Búrquez A. Mellink E. (2002) The Sonoran and Baja Californian deserts. In: Mittermeir, R.A., Goettsch-Mittermeir, C., Robles-Gil, P., Pilgrim, J., da Fonseca, G.A.B., Brooks, T. & Konstant, W.R. (eds.) *Wilderness: Earth's last wild places*. CEMEX-Conservation International, Washington, D.C. and Agrupación Sierra Madre, México, D.F., MX.
- Farfán L. M., Fogel I. (2007) Influence of tropical cyclones on humidity patterns over southern Baja California, Mexico. *Monthly weather review*, 135(4), 1208-1224.
- Fernández N., Paruelo J.M., Delibes M. (2010) Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain. *Remote Sensing of Environment*, 114, 211–220.
- Fisher B., Turner R. K., Moring P. (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.
- Folke C., Jansson Å., Rockström J., Olsson P., Carpenter S. R., Chapin III F. S., ... Westley F. (2011) Reconnecting to the biosphere. *Ambio*, 40(7), 719 - 738.
- Frid C.L.J., Paramor O.A.L., Brockington S., Bremner J. (2008) Incorporating ecological functioning into the designation and management of marine protected areas. *Hydrobiologia*, 606, 69–79.
- Garcillán P. P., Ezcurra, E. (2003) Biogeographic regions and β -diversity of woody dryland legumes in the Baja California peninsula. *Journal of Vegetation Science*, 14(6), 859-868.
- Garcillán P. P., González-Abraham C. E., Ezcurra E. (2010) The cartographers of life: Two centuries of mapping the natural history of Baja California. *Journal of the Southwest*, 1-40.
- Gaston K. J., Rodrigues A. S. L., Van Rensburg B. J., Koleff P., Chown S. L. (2001) Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecology Letters*, 4(1), 4-9.
- Geerken R.A. (2009) An algorithm to classify and monitor seasonal variations in vegetation phenologies and their inter-annual change. *ISPRS Journal Photogrammetry and Remote Sensing*, 64, 422–431.
- Gillman L. N., Wright S. D., Cusens J., McBride P. D., Malhi Y., y Whittaker R. J. (2015) Latitude, productivity and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 107-117.
- Goldman R.L., Tallis H., Kareiva P., Daily G.C. (2008) Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *Proceedings of the National Academic of Sciences USA*, 105, 9445–9448
- González-Abraham C., Ezcurra E., Garcillán P. P., Ortega-Rubio A., Kolb M., Bezaury C. J. (2015) The Human Footprint in Mexico: Physical Geography and Historical Legacies. *PloS one*, 10(3), e0121203.
- González-Abraham C., Garcillán P. P., Ezcurra E. (2010) Ecorregiones de la Península de Baja California: Una síntesis. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (87), 69-82.
- Guerschman J.P. (2005) *Análisis regional del impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la región pampeana (Argentina)*. Tesis. Escuela Para Graduados “Alberto Soriano” Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 143pp.
- Guerschman J.P., Paruelo J.M., Bella C.D., Giallorenzi M.C., Pacin F. (2003) Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 24(17), 3381-3402.
- Hannah L. (2001) *The role of a global protected areas system in conserving biodiversity in the face of climate change*. *Global Change and Protected Areas* (ed. by G.Visconti, M.Beniston, E.D.Iannorelli, and D.Barba), pp. 413-422. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Hastings J.R. Tyurner R.M. (1965) Seasonal precipitation regimes in Baja California, Mexico. *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography*, 47, 204-223.

- Hatfield J.L., Asrar G., Kanemasu E. T. (1984) Intercepted photosynthetically active radiation estimated by spectral reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 14, 65-75.
- Hawkins B.A., Field R., Cornell H.V., Currie D.J., Guegan J.F., Kaufman D.M., Kerr J.T., Mittelbach G.G., Oberdorff T., O'Brien E.M., Porter E.E., Turner J.R.G. (2003) Energy, water and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84, 3105–3117.
- Hijmans R.J., Cameron S., Parra J., Jones P. G., Jarvis A. (2005) WorldClim, version 1.3. *University of California, Berkeley*. <http://biogeo.berkeley.edu/worldclim/worldclim.htm>.
- Hobbs R.J., Richardson D. M., Davis G. W. (1995) Mediterranean-type ecosystems: opportunities and constraints for studying the function of biodiversity. In *Mediterranean-Type Ecosystems* (pp. 1-42). Springer Berlin Heidelberg.
- Holdridge L.R. (1947) Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science*, 105, 367.
- Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J., Vandermeer J., Wardle, D.A. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3–35.
- Horning N., Robinson J.A., Sterling E.J., Turner W., Spector S. (2010) *Remote sensing for ecology and conservation*. Oxford University Press, New York
- Huete A., Justice C., Leeuwen W. (1999) MODIS vegetation index (MOD13). Algorithm theoretical basis document ATBD13.
- INEGI, C. D. P. (2011) Vivienda 2010. *Resultados definitivos, México*.
- Ivits E., Cherlet M., Tóth T., Lewińska K. E., Tóth G. (2013) Characterisation of productivity limitation of salt-affected lands in different climatic regions of Europe using remote sensing derived productivity indicators. *Land Degradation and Development*, 24(5), 438-452.
- Jaccard P. (1901). *Etude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et du Jura*. Impr. Corbaz.
- Jackson R.B., Jobbágy E.G., Avissar R., Roy S.B., Barrett D.J., Cook Ch.W., Farley K.A., le Maire, D.C., McCarl B.A., Murray B.C. (2005) Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science*, 310, 1944–1947.
- Jax K. (2010) *Ecosystem functioning*. Cambridge University Press, Cambridge
- Jenny H. (1941) *Factors of soil formation*. McGraw-Hill Book Co., New York.
- Jobbágy E.G., Sala O.E., Paruelo, J.M. (2002) Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: A remote sensing approach. *Ecology*, 83, 307-319.
- Karlsen S.R., Elvebakk A., Høgda K.A., Johansen B. (2006) Satellite-based mapping of the growing season and bioclimatic zones in Fennoscandia. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 416–430.
- Kreft H., Jetz W. (2007) Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academic of Sciences USA*, 104, 5925–5930
- Lauenroth W. K., Dodd J. L., Sims P. L. (1978) The effects of water- and nitrogen-induced stresses on plant community structure in a semiarid grassland. *Oecologia*, 36, 211-222
- Legendre P., Legendre, L. F. (2012) *Numerical ecology*, Vol. 24. Elsevier.
- Lenz L.W. (1992). An annotated catalogue of the plants of the Cape region Baja California sur Mexico. *Claremont, Calif.: Cape Press xii, 114p.-. ISBN, 963459503*.
- León de la Luz J.L., Pérez-Navarro J.J. y Breceda A. (2000) A transitional xerophytic tropical plant community of the Cape Region, Baja California. *Journal of Vegetation Science*, 11, 555-564
- León de la Luz J.L., Rebman J., Domínguez-León M. y Domínguez-Cadena R. (2008) The vascular flora and floristic relationships of the Sierra de La Giganta in Baja California Sur, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79, 29-65
- Liang S. (2000) Narrowband to broadband conversions of land surface albedo I Algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 76, 213-238.
- Liu H., Huete A. (1995). A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 33(2), 457-465.
- Lloyd D. (1990) A phenological classification of terrestrial vegetation cover using shortwave vegetation index imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 11, 2269-2279.

- Maestre F.T., Castillo-Monroy A.P., Bowker M.A., Ochoa-Hueso R. (2012) Species richness effects on ecosystem multifunctionality depend on evenness, composition and spatial pattern. *Journal of Ecology*, 100, 317-330
- Margules C. R., Pressey, R. L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Martorell C., Ezcurra E. (2002). Rosette scrub occurrence and fog availability in arid mountains of Mexico. *Journal of Vegetation Science*, 13(5), 651-662.
- McNaughton S., Oesterheld M., Frank D., Williams K. (1989) Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, 341, 142–144.
- McNaughton S.J., Sala O.E., Oesterheld M. (1993). Comparative ecology of African and South American arid to subhumid ecosystems. *Biological relationships between Africa and South America*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA, 548-567.
- Milchunas D.G., Lauenroth W.K. (1995) Inertia in plant community structure: State changes after cessation of nutrient enrichment stress. *Ecology Applied*, 5, 1195–2005.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. *World Resource Institute*. Washington, DC, USA. Disponible en: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>.
- Miranda-Ramírez L. (2013) *Dinámica espacio-temporal del poblamiento de la Península de Baja California*. Tesis Maestría, Centro de Investigaciones Geográficas Ambientales, Instituto de Geografía, UNAM, Morelia, 62 pp.
- Monteith J. (1972) Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 9, 747-766.
- Mooney H.A. y Harrison A.T. (1972) The vegetation gradient on the lower slopes of the Sierra San Pedro Mártir in northwest Baja California. *Madroño*, 21, 439-445.
- Moran R. (1996) *The flora of Guadalupe Island, Mexico*. *Memoirs of the California Academy of Sciences*, No. 19. California Academy of Sciences, San Francisco, CA
- Mueller-Dombois D., Ellenberg H. (1974) Aims and Methods of Vegetation Ecology.
- Müller O.V., Berbery E.H., Alcaraz-Segura D., Ek M.B. (2014) Regional model simulations of the 2008 drought in southern South America using a consistent set of land surface properties. *Journal of Climate*, 27(17), 6754-6778.
- Murphy R.W. (1983) Paleobiogeography and genetic differentiation of the Baja California herpetofauna. *Occasional papers of the California Academy of Sciences*, 137, 1-48.
- Myneni R. B., Keeling C. D., Tucker C. J., Asrar G., Nemani R. R. (1997) Increase plant growth in the northern high latitudes from 1981-1991. *Nature*, 386, 698-702.
- Myneni R. B., Williams D. L. (1994) On the relationship between fAPAR and NDVI. *Remote Sensing of Environment*, 49, 200-211.
- Naeem S. (2002) Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*, 83(6), 1537-1552.
- Naidoo R., Balmford A., Costanza R., Fisher B., Green R.E., Lehner B., Malcolm T.R., Ricketts T.H. (2008) Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academic of Sciences USA*, 105, 9495–9500
- Nash R. (1973). *Wilderness and the American Mind*. Yale University Press, New Haven
- Nemani, R.R., Running, S.W. (1997) Land cover characterization using multitemporal red, near-IR, and thermal-IR data from NOAA/AVHRR. *Ecological Applications*, 7, 79-90.
- Nichols W.F., Killingbeck K.T., August P.V. (1998) The influence of geomorphological heterogeneity on Biodiversity II. A Landscape Perspective. *Conservation Biology*, 12, 371–379.
- Noss R.F. (1996). Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology & Evolution*, 8(11), 351.
- Noss R.F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity—A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355–364.
- Noy-Meir I. (1973) Desert ecosystems: Environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 25-51
- Oberbauer T. (1993) Floristic analysis of vegetation communities on Isla de Cedros, Baja California, Mexico. In: Hochberg F.G. Ed. *Third California Island Symposium: recent advances in research on the California Islands*, pp.115-131, Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, CA.

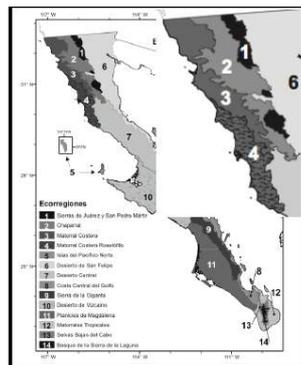
- O'Connor M.I., Holding J.M., Kappel C.V., Duarte C.M., Brander K., Brown C.J., ... Richardson A. J. (2015) Strengthening confidence in climate change impact science. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 64-76.
- Paruelo J.M., Epstein H.E., Lauenroth W.K., Burke I.C. (1997) ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. *Ecology*, 78, 953-958.
- Paruelo J.M., Guerschman J.P., Piñeiro G., Jobbágy E.G. Verón S.R., Baldi G., Baeza S. (2006) Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10, 47 - 61
- Paruelo J.M., Guerschman J., Verón S.R. (2005) Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15 (87), 14.
- Paruelo J.M., Jobbágy E.G., Sala O.E. (2001) Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems*, 4, 683-698.
- Paruelo J. M., Lauenroth W. K. (1998) Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography*, 25, 721-733.
- Pearson R. G., Dawson T. P.. (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12, 361-371.
- Peinado M., Alcaraz F., Delgadillo J., Aguado I. (1994) Fitogeografía de la Península de Baja California, México. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 51, 255-277.
- Peinado M., Alcaraz F., Aguirre J.L., Delgadillo J., Aguado I. (1995) Shrubland formations and associations in mediterranean desert transitional zones of northwestern Baja California. *Vegetation*, 117, 165-179.
- Peinado M., Delgadillo J., Aguirre, J.L. (2005) Plant associations of El Vizcaíno biosphere reserve, Baja California Sur, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 50, 129-149.
- Peinado M., Macías M. Á., Ocaña-Peinado F. M., Aguirre J. L., Delgadillo J. (2011) Bioclimates and vegetation along the Pacific basin of Northwestern Mexico. *Plant ecology*, 212 (2), 263-281.
- Pelkey N. W., Stoner C. J., Caro T. M. (2003) Assessing habitat protection regimes in Tanzania using AVHRR NDVI composites: comparisons at different spatial and temporal scales. *International Journal of Remote Sensing*, 24(12), 2533-2558.
- Pereira H. M., Ferrier S., Walters M., Geller G. N., Jongman R. H. G., Scholes R. J., ... Wegmann M. (2013) Essential biodiversity variables. *Science*, 339(6117), 277-278.
- Pérez-Hoyos A., Martínez B., García-Haro F. J., Moreno Á., Gilabert M. A. (2014) Identification of Ecosystem Functional Types from Coarse Resolution Imagery Using a Self-Organizing Map Approach: A Case Study for Spain. *Remote Sensing*, 6(11), 11391-11419.
- Pérez-Luque A.J., Pérez-Pérez R., Bonet-García F. J., Magaña P.J. (2015) An ontological system based on MODIS images to assess ecosystem functioning of Natura 2000 habitats: A case study for Quercus pyrenaica forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37, 142-151.
- Pettorelli N. (2013) *The normalized difference vegetation index*. Oxford University Press.
- 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. *Trend in Ecology and Evolution*, 20, 503-510.
- Pettorelli N., Safi K., Turner W. (2014) Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 369(1643), 20130190.
- Pressey B. (2014) A to-do list for the world's parks. *Science*, 12, 7.
- Rangarajan M., Shahabuddin G. (2006). Displacement and relocation from protected areas: Towards a biological and historical synthesis. *Conservation and Society*, 4, 359 - 378
- Reed B. C., Brown J. F., Vanderzee D., Loveland T. R., Merchant J. W., Ohlen D. O.. (1994) Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5, 703-714.
- Rzedowski J. (1978) *Vegetación de México*. Limusa. México D.F. San Diego Natural History Museum. The Flora of Baja California <<http://www.bajaflora.org>> (Revisado en Julio-Dic 2006, y durante 2007 a 2010).
- Reimer J. J., Vargas R., Rivas D., Gaxiola-Castro G., Hernandez-Ayon J. M., Lara-Lara R. (2015). Sea Surface Temperature Influence on Terrestrial Gross Primary Production along the Southern California Current. *PLoS ONE*, 10(4), e0125177.

- Riemann H., Ezcurra E. (2007). Endemic regions of the vascular flora of the peninsula of Baja California, Mexico. *Journal of Vegetation Science*, 18(3), 327-336.
- Rosenzweig M. L. (1968) Net primary productivity of terrestrial communities: Prediction from climatological data. *The American Naturalist*, 135:649-670.
- Rouget M., Cowling R.M., Pressey R.L., Richardson D.M. (2003) Identifying spatial components of ecological and evolutionary processes for regional conservation planning in the Cape Floristic Region, South Africa. *Diversity and Distributions*, 9, 191–210
- Running S. W., Thornton P. E., Nemani R. R., Glassy J. M. (2000) Global Terrestrial Gross and Net Primary Productivity from the Earth Observing System. *Methods in Ecosystem Science* (ed. by O.E.Sala, R.B.Jackson, H.A.Mooney, and R.W.Howarth), pp. 44-57. Springer-Verlag, New York.
- Sanderson E.W., Jaiteh M., Levy M.A., Redford K.H., Wannebo A.V., Woolmer G. (2002) The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*, 52(10), 891-904.
- Scott D., Malcolm J. R., Lemieux C. (2002) Climate change and modelled biome representation in Canada's national park system: implications for system planning and park mandates. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 475-484.
- Shreve F. (1936) The transition from desert to chaparral in Baja California. *Madroño*, 3, 257-264
- Shreve F. (1951). Vegetation of the Sonoran Desert. Carnegie Institution of Washington, Washington, D.C.
- Shreve F., Wiggins, I. L. (1964). Vegetation and flora of the Sonoran desert. Vols 1 and 2. *Vegetation and flora of the Sonoran desert. Vols 1 and 2*.
- Skidmore A.K., Pettorelli N., Coops N.C., Geller G. N., Hansen M., Lucas R., ... Wegmann M. (2015) Environmental science: Agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature*, 523(7561), 403.
- Smith A.G., Miller W.B., Christensen C.C. y Roth B. (1990) Land mollusca of Baja California, Mexico. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 47, 95-158.
- Solano R., Didan K., Jacobson A., Huete A. (2010) MODIS vegetation index user's guide (MOD13 series). *Vegetation index and phenology lab*.
- Soulé M. E. (1985). What is conservation biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *BioScience*, 35(11), 727-734.
- Soulé M.E., Wilcox B. (1980) *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates Inc, Sunderland
- Stein A., Gerstner K., Kreft H. (2014) Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters*, 17(7), 866-880.
- Stephenson N. L. (1990). Climatic control of vegetation distribution: the role of the water balance. *American Naturalist*, 649-670.
- Tang Z., Fang J., Sun J., Gaston K.J., (2011) Effectiveness of protected areas in maintaining plant production. *Plos One* 6, e19116.
- Theobald D.M. (2013) A general model to quantify ecological integrity for landscape assessments and US application. *Landscape Ecology*, (28) 1859–1874.
- Thorne R.F. (1969) The California Islands. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 56, 391-408.
- Tilman D., Reich P.B., Knops J.M.H. (2006) Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, 441, 629–632.
- Trejo I., Dirzo R. (2002). Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and conservation*, 11(11), 2063-2084.
- Turner R. M., Brown D. E. (1982). Sonoran desert scrub. *Desert Plants*.
- Tucker C. J., Sellers P. J. (1986) Satellite Remote-Sensing of Primary Production. *International Journal of Remote Sensing* 7, 1395-1416.
- Turner W., Spector S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling E., Steininger M. (2003) Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 306–314.
- Ulrich W., Soliveres S., Maestre F. T., Gotelli N. J., Quero J. L., Delgado-Baquerizo M., ... Zaady E. (2014) Climate and soil attributes determine plant species turnover in global drylands. *Journal of Biogeography*, 41, 2307–2319.
- Velarde S. J., Malhi Y., Moran D., Wright J., Hussain S. (2005) Valuing the impacts of climate change on protected areas in Africa. *Ecological Economics*, 53, 21-33.

- Virginia R. A., Wall D. H. (2001) Ecosystem function, principles of. *Encyclopedia of Biodiversity* (ed. by S.A.Levin), pp. 345-352. Academic Press, San Diego
- Vitousek P.M. (1994) Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology*, 75, 1861–1876.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., Melillo J. M. (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- Wallace G.D. (1985) *Vascular plants of the Channel Islands of southern California and Guadalupe Island, Baja California, Mexico*. Contributions in Science 365. Natural History Museum Los Angeles Co., Los Angeles, CA.
- Wang Q., Tenhunen J., Dinh N. Q., Reichstein M., Vesala T., Keronen P. (2004) Similarities in ground- and satellite-based NDVI time series and their relationship to physiological activity of a Scots pine forest in Finland. *Remote Sensing of Environment*, 93, 225-237.
- Wang Y., Huang F. (2015) Identification and analysis of ecosystem functional types in the west of Songnen Plain, China, based on moderate resolution imaging spectroradiometer data. *Journal of Applied Remote Sensing*, 9(1), 096096-096096.
- Webb R.H., Salazar-Ceseña, M., M. Turner, R. (2014). The Distribution of Cirio (*Fouquieria columnaris*) in Baja California, Mexico. *Haseltonia*, 19, 26-37.
- Webb R. H., Starr G. (2015). Gentry Revisited: The Agaves of the Peninsula of Baja California, México. *Haseltonia*, 20, 64-108.
- Westman W.E. (1983) Xeric Mediterranean-type shrubland associations of Alta and Baja California and the community/continuum debate. *Vegetation*, 52, 3-19.
- Wiggins I. L. (1980). *Flora of Baja California*. Stanford University Press.
- White R. P., Nackoney J. (2003). Drylands, People, and Ecosystem Goods and Services: a Web-based Geospatial Analysis (PDF Version). *World Resources Institute* (<http://pdf.wri.org/drylands.pdf> accessed on 30 January 2012).
- Wiggins I. (1980) *Flora of Baja California*. Stanford University Press, Stanford, CA
- Woodward, F.I., Williams, B.G. (1987) Climate and plant distribution at global and local scales. *Plant Ecology*, 69, 189–197.
- WDPA (2015) World Database on Protected Areas. IUCN and UNEP-WCMC, Cambridge, U.K. Available from: <http://www.protectedplanet.net>
- Xiao J., Moody, A. (2004) Photosynthetic activity of US biomes: responses to the spatial variability and seasonality of precipitation and temperature. *Global Change Biology*, 10, 437-451.
- Yarrow M. M., Marín V. H. (2007) Toward conceptual cohesiveness: a historical analysis of the theory and utility of ecological boundaries and transition zones. *Ecosystems*, 10(3), 462-476.
- Zippin D.B., Vanderwier J.M. (1994) Scrub community descriptions of the Baja California peninsula, Mexico. *Madroño*, 41, 85-119.

8. ANEXO:

8.1. Ejemplos de paisajes vegetales en las tres grandes regiones ecológicas



Región mediterránea

1. Sierra de Juárez (California Mountains)

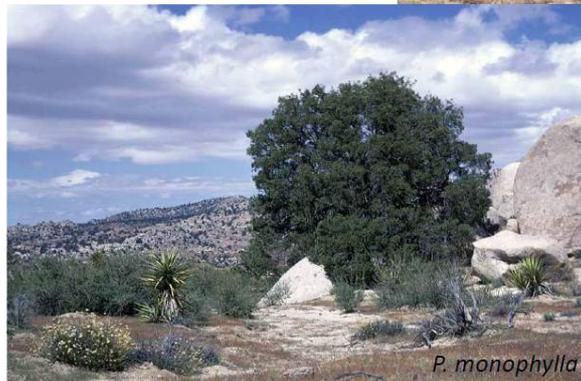
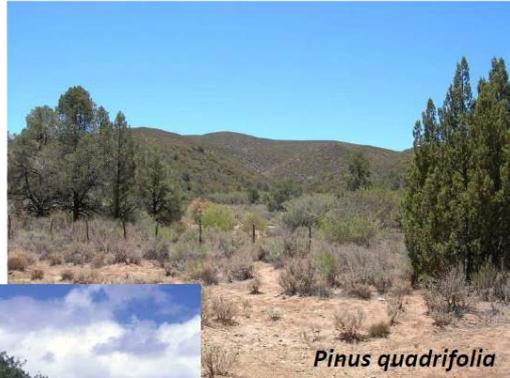
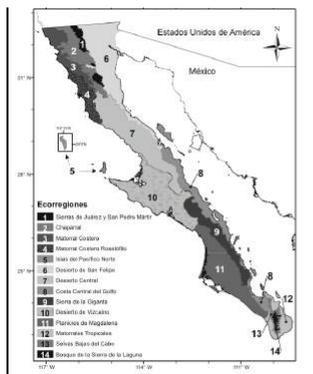


Fig. 1: TFEs en la región mediterránea, ecorregión California Mountains



7. Desierto Central (Central Desert)

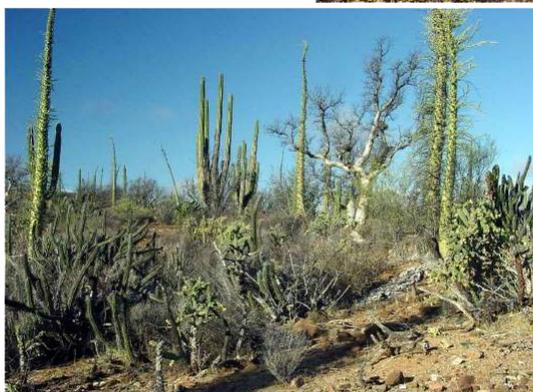
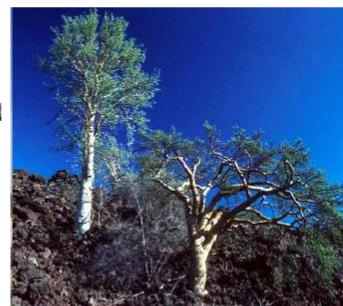
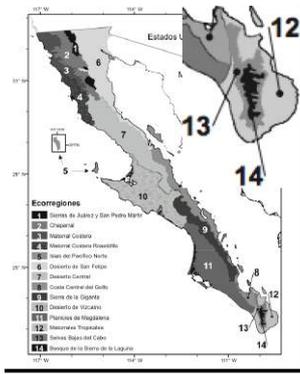


Fig. 2: TFEs en la región desértica, ecorregión Central Desert.



Región tropical 13. Tropical Dry Forest



Fig. 3: TFEs en la región tropical, ecorregión Tropical Dry Forest

8.2. Patrones espaciales de TFEs y ecorregiones

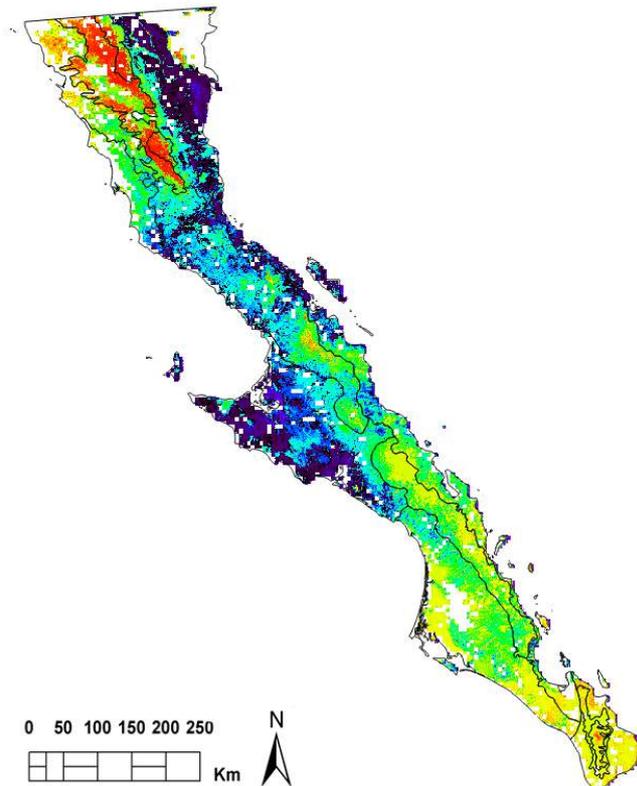


Fig. 4. Tipos Funcionales de Ecosistemas y ecorregiones definidas por González-Abraham et al. (2010). Las zonas con usos humanos aparecen en blanco en el mapa.

01) Aa1	17) Ba1	33) Ca1	49) Da1
02) Aa2	18) Ba2	34) Ca2	50) Da2
03) Aa3	19) Ba3	35) Ca3	51) Da3
04) Aa4	20) Ba4	36) Ca4	52) Da4
05) Ab1	21) Bb1	37) Cb1	53) Db1
06) Ab2	22) Bb2	38) Cb2	54) Db2
07) Ab3	23) Bb3	39) Cb3	55) Db3
08) Ab4	24) Bb4	40) Cb4	56) Db4
09) Ac1	25) Bc1	41) Cc1	57) Dc1
10) Ac2	26) Bc2	42) Cc2	58) Dc2
11) Ac3	27) Bc3	43) Cc3	59) Dc3
12) Ac4	28) Bc4	44) Cc4	60) Dc4
13) Ad1	29) Bd1	45) Cd1	61) Dd1
14) Ad2	30) Bd2	46) Cd2	62) Dd2
15) Ad3	31) Bd3	47) Cd3	63) Dd3
16) Ad4	32) Bd4	48) Cd4	64) Dd4

A-D: Productivity (increasing)
a-d: Seasonality (decreasing)
1-4: Phenology (SP-SU-AU-WI)

Tabla 1: Rango de los atributos funcionales utilizados en la identificación de los Tipos Funcionales de Ecosistemas de la Península Ibérica. EVI_medio, EVI_sCV y EVI_MMAX. Las letras mayúsculas (A-D) corresponden al valor medio de productividad (EVI_medio), los valores varían de menor a mayor. Las letras minúsculas (a-d) indican la estacionalidad (EVI_sCV), los valores varían de mayor a menor valor. Los números indican la estación del momento del máximo (1-4)

Atributo	Código	Límite inferior	Límite superior
EVI_medio Productividad	A	0	0.088
	B	0.088	0.114
	C	0.114	0.149
	D	0.149	0.497
EVI_sCV Estacionalidad	a	0.325	2.852
	b	0.221	0.325
	c	0.139	0.221
	d	0	0.139
EVI_MMAX Fenología	1		Primavera
	2		Verano
	3		Otoño
	4		Invierno

Para observar los patrones del funcionamiento ecosistémico se realizó un análisis a través de las distintas ecorregiones. Con este análisis se vieron los patrones condicionados por los distintos escenarios ecológicos de cada ecorregión.

- Histogramas de frecuencias

Para las ecorregiones mediterráneas se observó un patrón altitudinal latitudinal de reemplazo de TFEs (Fig.5). Existió un mayor número de TFEs de elevada productividad a mayor altitud (p.ej. *California Mountains*), produciéndose un descenso de productividad al descender en altura (p.ej: *Chaparral*, *Coastal Sage Matorral*, *Succulent Coastal Matorral*). La ecorregión de las *Pacific Islands*, significativamente más al sur que el resto de la región mediterránea, está caracterizada por TFEs de muy baja productividad.

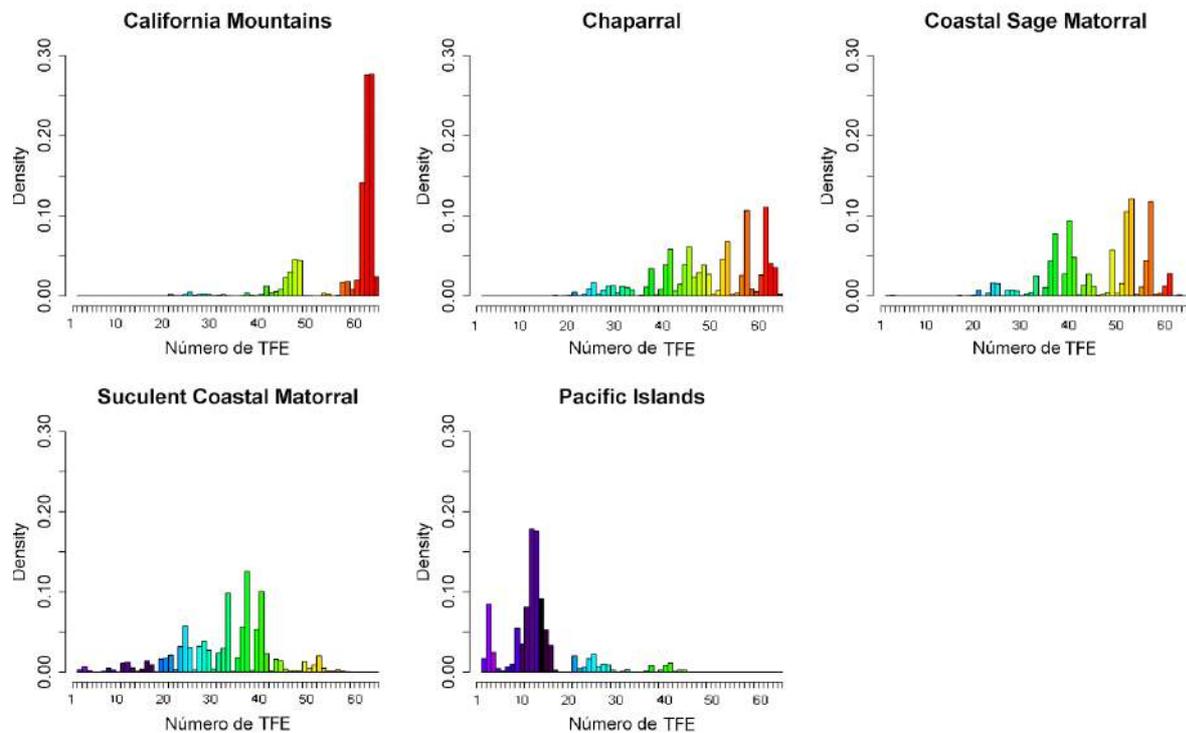


Fig.5: Histogramas de densidad de TFEs para el periodo 2001-2014 en las ecorregiones mediterráneas ordenadas en un rango latitudinal norte-sur. Cada color de barra representa el color de su TFE correspondiente (ver leyenda TFEs Fig. 4 en Anexo)

Para las ecorregiones desérticas se observó un patrón latitudinal (Fig.6) de reemplazo de TFEs, con aumento de la productividad conforme descendemos en latitud, es decir, conforme nos acercamos al trópico.

Lower Colorado Desert mostró un claro patrón de abundancia de TFEs con baja estacionalidad, aumentando el número de estos TFEs a bajas productividades. *Central desert* siguió un patrón de máximo número de TFEs a productividades bajas e intermedias con momento del máximo en invierno (TFE 16,24,28,32...). *Vizcaino Desert* rompió ligeramente el patrón latitudinal, con un mayor número de TFEs poco productivos que en las dos ecorregiones de mayor latitud comentadas con anterioridad. En esta ecorregión predominaron TFEs con momentos del máximo en otoño e invierno. Las tres ecorregiones restantes de menor latitud presentaron dominio de TFEs muy productivos. En *La Giganta Ranges* se observó un gran dominio también de TFEs con productividad intermedia.

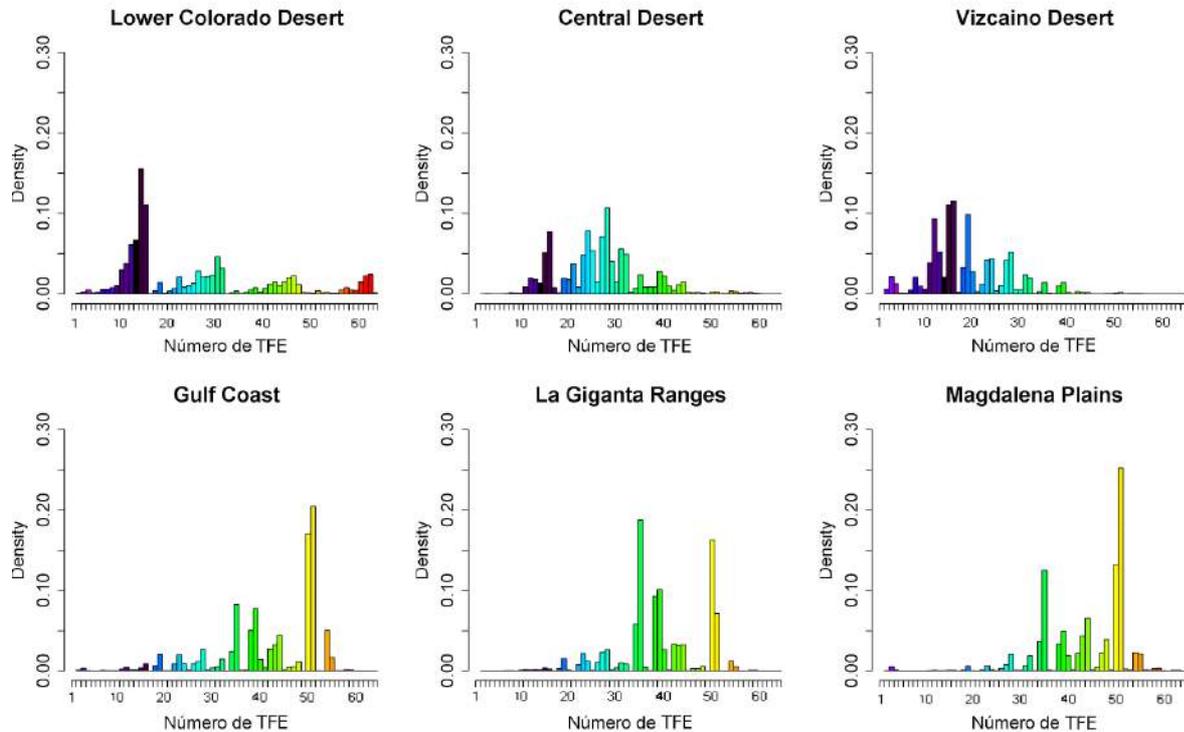


Fig.6: Histogramas de densidad de TFEs para el periodo 2001-2014 en las ecorregiones desérticas ordenadas en un rango latitudinal norte-sur. Cada color de barra representa el color de su TFE correspondiente (ver leyenda TFEs Fig. 4 en Anexo)

Para las ecorregiones tropicales existió una gran similitud en cuanto a funcionamiento (Fig.7), con dominio de TFEs muy productivos y muy estacionales, con momento del máximo en verano y otoño.

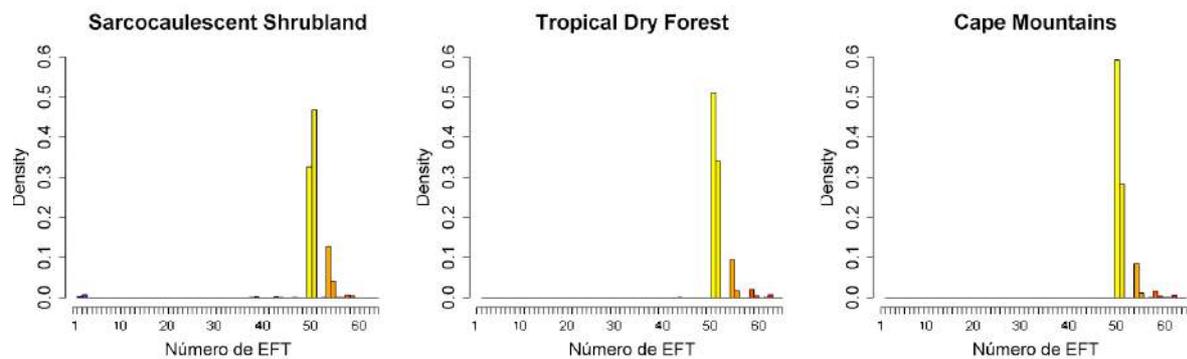


Fig.7: Histogramas de densidad de TFEs para el periodo 2001-2014 en las ecorregiones tropicales ordenadas en un rango latitudinal norte-sur. Cada color de barra representa el color de su TFE correspondiente (ver leyenda TFEs Fig. 4 en Anexo)

Al realizar una visión a escala peninsular se observa un patrón latitudinal general en la distribución de los TFEs, con valores altos de productividad en las zonas mediterráneas del noroeste, que dan paso a valores bajos en zonas desérticas de transición, y vuelven a aumentar a TFEs productivos en áreas tropicales .

- Análisis de Correspondencias coloreado en función de cada atributo funcional

Los resultados para productividad (*Fig.8*) mostraron que esta sigue un patrón. Los mayores valores de productividad aparecieron relacionados con las ecorregiones mediterráneas y tropicales (bosques caducifolios, bosques esclerófilos, etc), mientras que los valores más bajos de productividad se asociaron a las ecorregiones desérticas (zonas de desierto). Los valores de productividad intermedia-alta no parecieron estar directamente asociados a ninguna ecorregión concreta, se encuentran cercanos a *Succulent Coastal ScrubMatorral*. Esto indica que no solo aparecen en unas ecorregiones concretas, sino que pueden aparecer en todas en general.

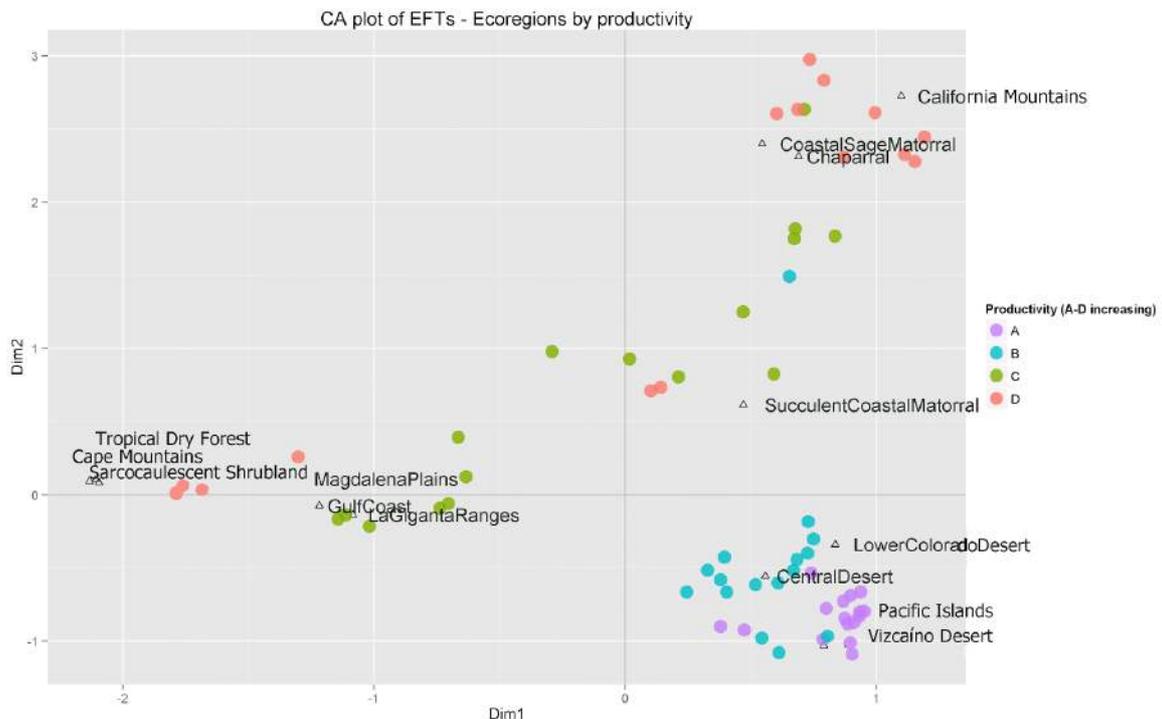


Fig.8: Análisis de correspondencias entre TFEs y ecorregiones de Baja California, coloreado en función de la productividad. Cada color representa un valor de productividad.

No se observó un patrón claro de estacionalidad (*Fig.9*). El único hecho que llamó la atención fue que los valores de baja estacionalidad se movieron en el eje y (Dimensión 2) fundamentalmente. En las regiones mediterráneas aparecieron asociadas a distintos valores de estacionalidad, con mayoría de valores bajos. En la región desértica aparecieron todos los valores de estacionalidad de forma equitativa. En la región tropical dominaron la elevada e intermedia estacionalidad en los ecosistemas.

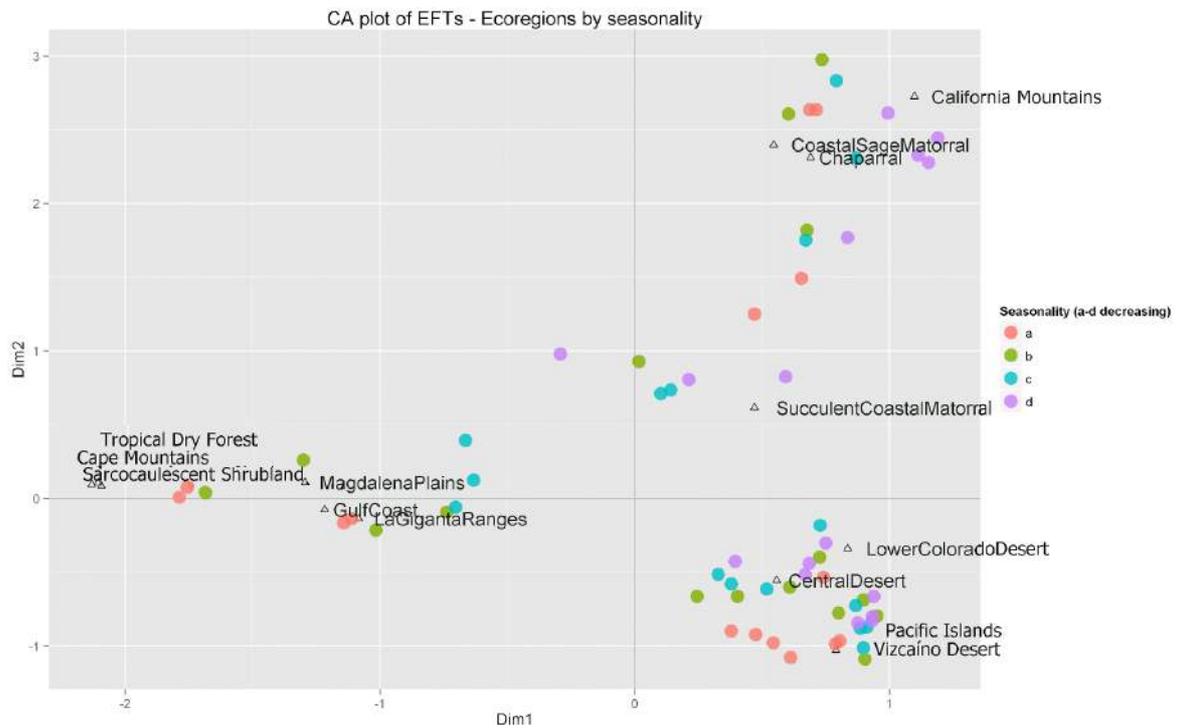


Fig.9: Análisis de correspondencias entre TFEs y ecorregiones de Baja California, coloreado en función de la estacionalidad. Cada color representa un valor de estacionalidad.

Para la fenología tampoco se observó ningún patrón en especial (Fig.10). Sí podemos destacar que el momento del máximo de invierno se mueve en el eje y (Dimensión 2). En las regiones mediterráneas aparecieron asociados la mayoría de los momentos de máximo de invierno, aunque también aparecieron algunos de otoño, primavera y verano (efecto de la montaña existente en la zona central mediterránea, que hace que varíe mucho). En las regiones de transición aparecieron asociados todos los valores del momento del máximo, siendo una región muy variable. Para las regiones tropicales aparecieron asociados los momentos del máximo en primavera y verano, correspondiente al periodo de lluvias.

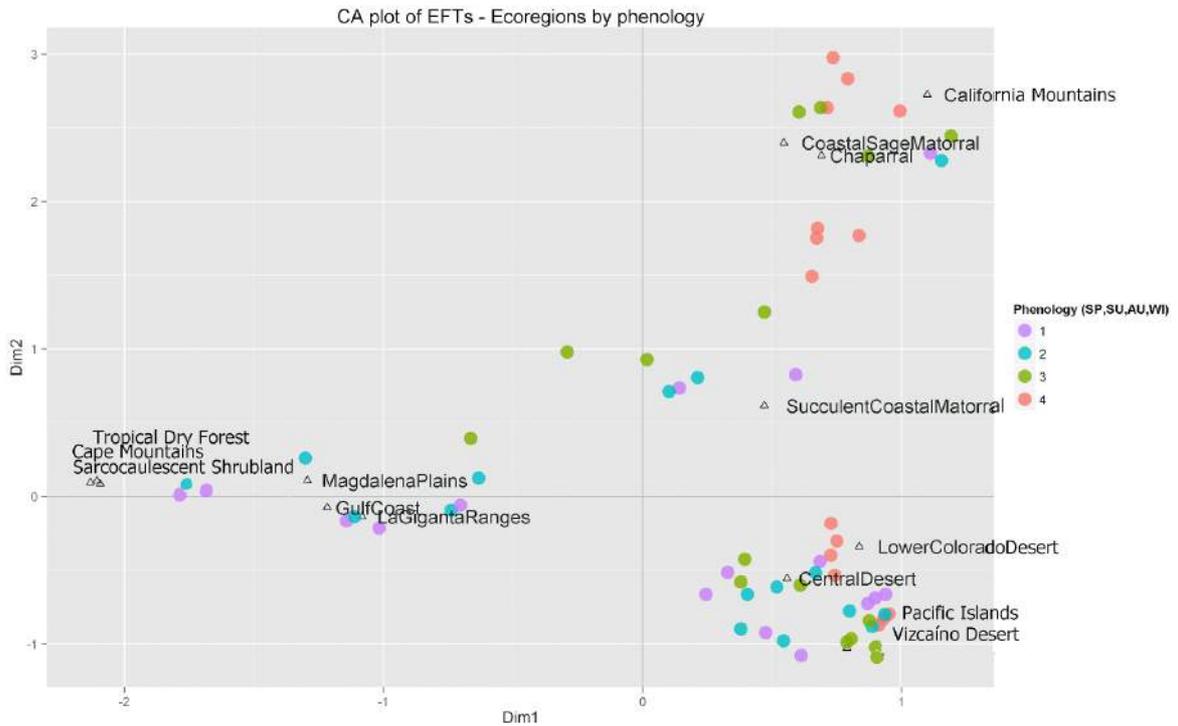


Fig.10: Análisis de correspondencias entre TFEs y ecorregiones de Baja California, coloreado en función de la fenología. Cada color representa un valor de fenología.

8.3. Mapa de Regiones Terrestres Prioritarias para la Conservación en México

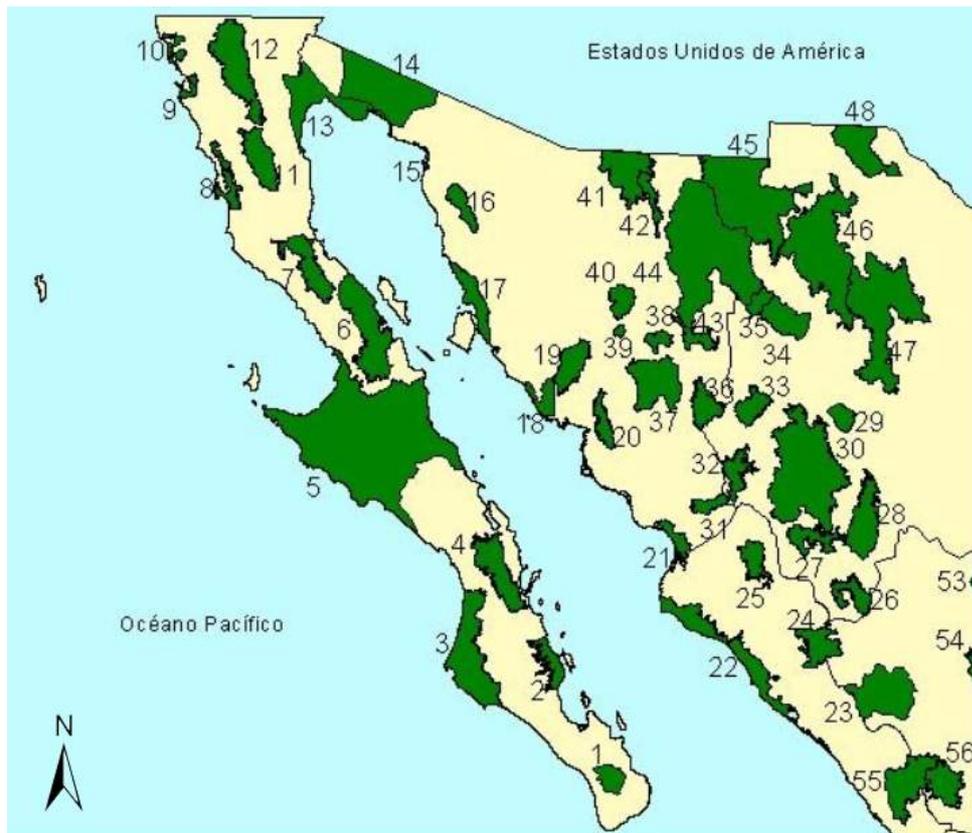


Fig. 11: Mapa en escala 1:1 000 000 de las Regiones Prioritarias de Conservación en el Noroeste de México según la propuesta de Arriaga et al. (2000).

AGRADECIMIENTOS

A mis tutores Domingo Alcaraz-Segura y Julio Peñas por hacerme descubrir el increíble mundo del funcionamiento ecosistémico de la mano de la conservación. Gracias por darme vuestra confianza, vuestro apoyo, por vuestra motivación, por orientarme, aconsejarme, por enseñarme a investigar y por haber estado a mi lado en este proceso de aprendizaje. Gracias a vosotros estoy formándome de manera extraordinaria, y me alegra contar con vuestro tiempo, atención y compromiso en este camino.

A Pedro Peña-Garcillán y Charlotte González-Abraham del CIBNOR de Baja California. Como experto en el área de estudio, Pedro ha sido clave para la interpretación ecológica y he disfrutado mucho aprendiendo con su simpatía. Charlotte nos ha proporcionado varias bases de datos que nos han facilitado el estudio, fruto de su duro trabajo. ¡Muchas gracias por vuestra permanente disposición a ayudar y participar en el trabajo!

Al equipo del CAESCG de la UAL por ayudarme, aconsejarme y animarme en todo lo que necesitara, me habéis servido muchísimo en este trabajo. En especial a Javier Cabello, por acogerme en su laboratorio y por hacerme pensar, transmitirme su emoción por buscar nuevas preguntas, nuevas inquietudes científicas... a Juanmi Requena-Mullor, Patricia Lourenço y por supuesto a Andrés Reyes, por haber dedicado tanto tiempo a orientarme. ¡Muchísimas gracias de verdad! Andrés ha sido realmente crucial en mi aprendizaje (SIG, R, IDL...) así que muchas gracias por la permanente disponibilidad ante cualquier pregunta.

A los compañeros del Laboratorio de Conservación Vegetal del Dpto. de Botánica de la UGR por esas conversaciones llenas de ánimo y consejos, y por ofrecerse para lo que necesitara, es un placer contar con vosotros, sois estupendos.

A mis compañeras y amigas ambientólogas/biólogas por esos intensos debates científicos, con las que he pensado, intercambiado ideas, aprendido, estresado y disfrutado mucho. Me alegro de que estéis ahí.

Han sido muchas horas de trabajo, compartidas con muchas personas, a las que agradezco su escucha, sus consejos, sus preguntas y sus propuestas para mejorar el estudio.

A mi familia, que siempre me apoya y me anima.

¡Gracias!

Granada, Septiembre de 2015