ESTRATEGIA ESTATAL DE INFRAESTRUCTURA VERDE Y DE LA CONECTIVIDAD Y LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICAS

GUÍA METODOLÓGICA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE DE ESPAÑA

(FASE 1)

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

INTRODUCCIÓN 3
OBJETIVOS Y MARCO CONCEPTUAL..... 3
ANÁLISIS PRELIMINAR DE MODELOS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE LA IV 3
DESARROLLO METODOLÓGICO 4
A SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS 5
A.1 EVALUACIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS 7
A.2 ANÁLISIS DE COMPROMISOS Y SINERGIAS 40
A.3 ÍNDICE PARA LA VALORACIÓN INTEGRADA DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS 42
B VALORACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DEL TERRITORIO 44
B.1 VALOR PONDERADO DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD AMENAZADA 44
B.2 DETERMINACIÓN DE ÁREAS CLAVE PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD 46
C APROXIMACIÓN A LA VALORACIÓN DE LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA 47
C.1 EVALUACIÓN DE ESPECIES Y AGRUPACIÓN POR ECOPERFILES 47
C.2 DEFINICIÓN DE SUPERFICIES DE RESISTENCIA 49
C.3 CARACTERIZACIÓN DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CADA ESPECIE 49
C.4 SOLAPAMIENTO DE LA INFORMACIÓN CON ÍNDICES PARA CADA ESPECIE 50
C.5 RESULTADOS ESPERADOS 50
D VALORACIÓN TERRITORIAL PARA LA IDENTIFICACIÓN DE LA IV 51
D.1 IDENTIFICACIÓN Y CATEGORIZACIÓN DE ELEMENTOS TERRITORIALES A INCORPORAR A LA IV 51
D.2 RECOMENDACIONES PARA LA INTEGRACIÓN Y COHERENCIA TERRITORIAL DE LA IV 52
ANEXOS 53
ANEXO I. ANÁLISIS DE EXPERIENCIAS IDENTIFICACIÓN DE IV 53
ANEXO II. SELECCIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS 77
ANEXO III. ESTUDIOS E INICIATIVAS PARA EL ANÁLISIS DE LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA 80
ANEXO IV. OTRAS METODOLOGÍAS PARA VALORACIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS 88
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 91

INTRODUCCIÓN

OBJETIVOS Y MARCO CONCEPTUAL

El objetivo de la presente guía es proporcionar criterios normalizados para la identificación de elementos y componentes territoriales a incorporar a la Infraestructura Verde (IV). Se trata de establecer una Infraestructura Verde coherente, con independencia de las administraciones responsables de su gestión, mediante el diseño de una metodología de posible aplicación a cualquier territorio.

Dicha metodología se diseña con carácter dinámico, con el fin de abordar en el futuro posibles mejoras de información y conocimiento, así como contemplar la posible evolución de los elementos en el tiempo, adaptando los resultados obtenidos a estas nuevas circunstancias.

Con estos objetivos, y desde la base fundamental de la conservación de la biodiversidad, la provisión de servicios de los ecosistemas y la conectividad ecológica, se elabora el presente documento partiendo de los conceptos fundamentales recogidos en la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas.

ANÁLISIS PRELIMINAR DE MODELOS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE

Con el fin de buscar soluciones a los problemas relacionados con la pérdida de biodiversidad y garantizar el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano, la infraestructura verde se está implementando como modelo de planificación territorial en el contexto internacional, así como en diversos países europeos.

El análisis desarrollado (Anexo I) muestra modelos y metodologías desarrollados a distintas escalas para la definición de Infraestructura Verde. A modo de síntesis, pueden categorizarse en los siguientes grupos:

a. Modelos basados en la clasificación de territorios según su funcionalidad, estableciendo a priori diferentes ámbitos espaciales a partir de una primera definición de áreas núcleo y desarrollando un análisis de conectividad atendiendo a las necesidades de las especies silvestres.

b. Modelos basados en el desarrollo y cálculo de indicadores para la cuantificación de servicios de los ecosistemas. Identificación territorial de áreas clave para la conservación de la biodiversidad y análisis de conectividad. Integración cartográfica de los resultados correspondientes a dichos análisis.

La metodología presentada en esta guía para la identificación de la Infraestructura Verde se fundamenta en la segunda de las categorías descritas, en concreto en la desarrollada por AEMA (2014) seleccionada atendiendo a las siguientes consideraciones:

- Establece valores para indicadores relacionados con la provisión de servicios de los ecosistemas mediante indicadores calculados a partir metodologías sencillas, adaptables a la mejor información disponible, con diferente precisión y escala que permita su representación cartográfica y el análisis de sinergias y compromisos entre ellos.
- Permite la categorización de la totalidad del territorio en función de su oferta relacionada con la provisión de servicios de los ecosistemas, el valor de conservación de la biodiversidad amenazada y su contribución a la conectividad ecológica.
- Contempla la posibilidad de adaptación, atendiendo a previsibles cambios en el territorio, usos y ecosistemas, y la consecuente modificación de su capacidad de abastecimiento de servicios de regulación, aprovisionamiento y culturales, conservación de la biodiversidad y conectividad ecológica.

A partir de los anteriores elementos, será posible determinar sobre el territorio una Infraestructura Verde orientada de manera prevalente a la conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales que contribuya a garantizar la provisión de servicios de los ecosistemas.

DESARROLLO METODOLÓGICO

La metodología propuesta se desarrolla en diferentes etapas que posteriormente se integran, con la finalidad de relacionar los servicios de los ecosistemas con los valores del territorio asociados a la función de biodiversidad y la conectividad ecológica, tal y como se muestra en el siguiente esquema.

En primer lugar se selecciona un conjunto de servicios de los ecosistemas (ver Anexo II) para los que, a partir de la revisión bibliográfica de experiencias previas, se propone un conjunto de indicadores y metodologías de cálculo que permitan su valoración y representación cartográfica. En paralelo, se establece una metodología para aproximar el valor de la biodiversidad a cada celda del territorio, cuantificando de manera indirecta su contribución a la conservación de los recursos naturales; los ámbitos territoriales que presenten valores máximos para este indicador constituirán las *áreas clave para la conservación de la biodiversidad* de la Infraestructura Verde. Complementariamente, y a partir de las áreas clave, se propone una aproximación a la contribución del territorio a la conectividad ecológica.

Es importante señalar que, para la obtención e integración de los diferentes índices e indicadores presentados (tanto los empleados para la evaluación de los servicios ecosistémicos, como los desarrollados para la determinación de áreas clave para la conservación de la biodiversidad y la aproximación a la conectividad ecológica) y con el fin de garantizar su coherencia y posibilidad de integración y comparación de resultados, es preciso disponer de una cartografía general de usos del suelo, con la información suficientemente precisa, que permita la asignación territorial de valores a los correspondientes parámetros e indicadores y su adecuado solapamiento con el fin de evitar posibles incoherencias.

Como resultado de los anteriores procesos se dispone de un conjunto de valores para cada celda del territorio que caracterizan su potencial para ofrecer diferentes servicios de regulación, culturales y de aprovisionamiento, así como su contribución e importancia relacionada con la conservación de la biodiversidad y la conectividad ecológica. Se establecen finalmente criterios para la normalización y clasificación de los resultados obtenidos con el fin de permitir su integración y comparación.

Cada celda/píxel que finalmente forme parte de la Infraestructura verde llevará asociada la correspondiente información espacial sobre los siguientes parámetros:

- Valor integrado de provisión individual y global de servicios de los ecosistemas.
- Valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada.
- Contribución a la conectividad ecológica.

Atendiendo a la provisión de servicios de los ecosistemas y su relación con la conservación de la biodiversidad y la conectividad ecológica, el territorio se clasificará en dos niveles que integran la Infraestructura Verde (IV):

- Nivel 1: IV para conservación (ámbitos que proporcionan funciones ecológicas clave, tanto para la vida silvestre como para el bienestar humano y en los que la conservación resulta prioritaria con el fin de mantener la conectividad de los tipos de hábitat naturales y semi-naturales).
- Nivel 2: IV para la restauración (ámbitos que todavía proporcionan funciones ecológicas importantes, pero su capacidad podría mejorarse con algún tipo de restauración).

El resto del territorio no integrado en los anteriores niveles, no formará parte de la Infraestructura Verde, al no reunir las condiciones requeridas.

A SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

Entre las recomendaciones del informe de la AEMA (2014) se contempla la aplicación de su metodología para la identificación de Infraestructura Verde con información a menor escala y datos de carácter regional.

La planificación de la Infraestructura Verde de un determinado territorio precisa del análisis espacial de su capacidad de provisión de los distintos servicios de los ecosistemas para los que existe una demanda (Burkhard et al., 2014; Baró et al. 2016), basado en la combinación de los indicadores cartográficos generados para cada servicio. Dicha evaluación permite establecer beneficios múltiples y posibles efectos antagónicos, coste-efectividad, etc., herramientas todas ellas singularmente útiles para la priorización en el ámbito de la ordenación del territorio.

La evaluación de los servicios de los ecosistemas requiere la consideración de múltiples dimensiones: biofísica, socio-cultural y económica. La evaluación biofísica aborda el análisis de la capacidad de los ecosistemas de ofrecer servicios a la sociedad, siendo uno de los métodos más empleados el cartografiado de indicadores a partir del uso de proxies, entendidos estos como medidas indirectas que representan un fenómeno, en ausencia de una medida directa.

El cálculo de los valores de los indicadores se realizará a partir de la información espacial disponible y su tratamiento cartográfico mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG). A la escala de paisaje el tamaño de celda recomendado por AEMA en su metodología es de 1 km^2. Esta escala de trabajo podrá adaptarse atendiendo a la información disponible y a los diferentes ámbitos territoriales/administrativos considerados.

Partiendo de la Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES) y, tras la revisión de los diferentes trabajos y metodologías aplicadas a escala nacional y autonómica, se adopta como relación de servicios la contemplada en el marco del proyecto Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EME, 2011), atendiendo al alto consenso en su selección y amplio espectro.

Con el fin de abordar las diferentes metodologías para su valoración, se clasifican los anteriores servicios de los ecosistemas en dos grupos:

- **Grupo 1.** Servicios de los ecosistemas para cuya valoración se proponen en la presente guía metodologías que permiten su representación cartográfica con diferente precisión, atendiendo a la información de partida disponible. En este caso, se adaptan las metodologías seleccionadas a los objetivos del presente trabajo con el fin de disponer de indicadores sencillos, aplicables a diferentes escalas atendiendo a la información disponible en cada territorio. Los servicios de los ecosistemas considerados en esta primera versión de la guía son los siguientes:

  08 Regulación climática, 09 Regulación de la calidad del aire, 10 Regulación hídrica, 11 Control de la erosión, 15 Polinización, 20 Disfrute estético de los paisajes, 21 Actividades recreativas y ecoturismo.

- **Grupo 2.** Servicios de los ecosistemas para cuya valoración y representación cartográficas se establecerán metodologías e indicadores en sucesivas revisiones de la presente guía[1]. Para estos casos de remite al proyecto ESMERALDA (Enhancing ecosystem services mapping for policy and decision making, 2019), en el que se integran las principales experiencias desarrolladas en diversos ámbitos territoriales y por diferentes instituciones en el contexto europeo. Son los que a continuación se enumeran.

  01 Alimentos, 02 Agua dulce, 03 Materias primas de origen biótico, 04 Materias primas de origen geótico, 05 Energía renovable, 06 Acervo genético, 07 Medicinas naturales y principios activos, 12 Fertilidad del suelo, 13 Regulación de las perturbaciones naturales, 14 Control biológico, 16 Conocimiento científico, 17 Conocimiento ecológico local, 18 Identidad cultural y sentido de pertenencia, 19 Disfrute espiritual y religioso y 22 Educación ambiental.

A SELECCIÓN Y CÁLCULO DE INDICADORES PARA LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

GRUPO 1

REGULACIÓN

08 Regulación climática
09 Regulación de la calidad del aire
10 Regulación hídrica
11 Control de la erosión
15 Polinización

CULTURALES

20 Disfrute estético de los paisajes
21 Actividades recreativas y ecoturismo

GRUPO 2

APROVISIONAMIENTO

01 Alimentos
02 Agua dulce
03 Materias primas de origen biótico
04 Materias primas de origen geótico
05 Energía renovable
06 Acervo genético
07 Medicinas naturales y principios activos

REGULACIÓN

12 Fertilidad del suelo
13 Regulación de las perturbaciones naturales
14 Control biológico
16 Conocimiento científico
17 Conocimiento ecológico local

CULTURALES

18 Identidad cultural
19 Disfrute espiritual y religioso
22 Educación ambiental

[1] La determinación final de servicios de los ecosistemas a contemplar para la identificación de la Infraestructura Verde dependerá de los resultados del análisis de existencia de posibles sinergias y compromisos, tal y como se explica en el apartado A.2.

A.1 Evaluación de servicios de los ecosistemas

A.1.1 Propuesta metodológica para la valoración de servicios de los ecosistemas. Grupo 1.

Como se ha indicado, el objetivo de la presente guía es el desarrollo de una metodología sencilla, genérica y flexible, aplicable a diferentes escalas atendiendo a la información disponible en cada territorio. Para ello, se presentan metodologías para el cálculo de indicadores que sirvan como proxy para la valoración y representación cartográfica de los servicios de los ecosistemas.

La selección de indicadores y metodologías se ha realizado a partir de la revisión de diferentes fuentes y trabajos desarrollados por diversos centros de investigación, universidades y administraciones públicas y, en particular por parte de las Comunidades Autónomas[2]. Los criterios para su elección han sido su carácter replicable, la disponibilidad de información para su cálculo y la posibilidad de utilización como proxy (ver Anexo II).

A.1 SELECCIÓN Y CÁLCULO DE INDICADORES PARA LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

GRUPO 1

SERVICIO ECOSISTÉMICO	INDICADOR
08 Regulación climática	Almacenamiento de Carbono
09 Regulación de la calidad del aire	Biomasa foliar
10 Regulación hídrica	Retención de agua
11 Control de la erosión	Control de la erosión
15 Polinización	Polinización
20 Disfrute estético de los paisajes	Disfrute estético de los paisajes
21 Actividades recreativas y ecoturismo	Recreo

La metodología para el cálculo de cada indicador del Grupo 1 se presenta en los siguientes apartados en forma de ficha, en la que se incluye información relativa a posibles fuentes de información, la justificación de su selección, su descripción, la escala para su representación, la información necesaria, la metodología de cálculo, el análisis de fuentes de información a escala nacional y referencias bibliográficas.

Atendiendo a la información precisa para la asignación al territorio de los valores de los correspondientes parámetros, la cartografía base recomendada ha de permitir la diferenciación, al menos, de los siguientes usos: masas forestales, masas de agua (dulce, salada o mixtas), pastos/prados, matorrales/arbustos, cultivos, suelo desnudo (roquedos, masas de hielo permanentes) e infraestructura artificial. Lógicamente, la disponibilidad de una mejor precisión en la clasificación (mayor número de categorías jerárquicas) implicará una mayor resolución de los resultados. Con carácter general, y si no se dispone de cartografía de mayor detalle, se propone el empleo de las siguientes fuentes de información: Mapa Forestal de España (MFE), Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE), Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) o CORINE Land Cover (CLC).

---

[2] Entre las metodologías desarrolladas por las Comunidades Autónomas para la valoración de servicios de los ecosistemas en su ámbito territorial, se han revisado los trabajos correspondientes a la *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en Andalucía* (análisis y evaluación de los servicios generados por los agroecosistemas andaluces a través de 66 indicadores), la *Guía metodológica para el cartografiado de los Servicios de los Ecosistemas de Euskadi*, *Cuantificación y cartografía de las funciones y servicios de los ecosistemas de Cataluña*, *Sistema de Información Territorial de la Red de Espacios Libres de la provincia de Barcelona* (Sitxell Anàlisi Territorial). Puede consultarse una breve descripción de las mismas en el anexo I.2.

08 REGULACIÓN CLIMÁTICA	ALMACENAMIENTO DE CARBONO
Indicador	
Contenido de carbono total (t C/ha)	
Justificación de la elección	
Diferentes evaluaciones subglobales han utilizado este indicador como proxy para cartografiar el servicio ecosistémico de regulación climática (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España (EME), Flanders Regional Ecosystem Assessment). Asimismo, se ha empleado como referencia en informes y publicaciones científicas relacionadas con el cartografiado del servicio a diferentes escalas (Egoh et al., 2012): europea (Maes et al., 2011; European Commission et al., 2014; European Environment Agency, 2014); nacional (Barredo et al., 2015; Eigenbrod, 2010); regional (Rocha et al., 2015); local (Chan et al. 2006); Reserva de la Biosfera (Onaindia et al., 2013) y la publicación sobre cartografiado de servicios de los ecosistemas de Burkhand et al. (2017).	
Descripción	
Entre los factores que inciden en el cambio climático se cita la acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera. Uno de los principales GEI es el CO_2, siendo por ello la capacidad de los ecosistemas para almacenar carbono uno de los indicadores más empleado para la valoración del servicio de regulación del clima a distintas escalas (Egoh et al. 2012). Vegetación y suelo actúan como sumidero de carbono; la primera extrae CO_2 de la atmósfera a través de la fotosíntesis, fijando el carbono en sus tejidos temporalmente en forma de biomasa viva y muerta; el suelo lo almacena de una manera más permanente en forma de materia orgánica. Así, para estimar el carbono total almacenado en un ecosistema se ha de considerar el carbono acumulado en los tres ámbitos: biomasa viva, biomasa muerta y suelo (Hu and Wang, 2008; Woodbury et al., 2007).	
Escala de trabajo	
La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del indicador.	
Información necesaria	
– Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat. – Datos del carbono en biomasa viva para cada especie o ecosistema (t C/ha) (CBv) – Datos de volumen maderable con corteza según la especie (m^3/ha) (VCC) – Datos de la fracción de carbono de la materia seca para cada especie (t C/t m.s.) (FC) – Datos de factor de expansión de la biomasa para convertir el incremento neto anual (incluida la corteza) en incremento de biomasa arbórea sobre suelo, adimensional (FEB) – Datos sobre la densidad de la madera para cada especie (t m.s./m^3) (D) – Datos sobre la relación de raíz-vástago, sin dimensiones (R) – Datos del volumen de madera muerta para cada especie o ecosistema (m^3/ha) – Datos sobre el contenido de carbono en los 30 primeros centímetros del suelo (t C/ha) (COS)	

Metodología de cálculo

CT= CBv + CBm + COS

CT= Contenido de carbono total (t C/ha)
CBv= Contenido de carbono en la biomasa viva (t C/ha)
CBm= Contenido de carbono en la biomasa muerta (t C/ha)
COS= Contenido de carbono orgánico del suelo (t C/ha)

La fórmula procede de la Guía de Buenas Prácticas para las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (IPCC, 2003) y de la Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono (Ministerio para la Transición Ecológica, 2019).

CBv= ∑ (VCC x FC x FEB x D x (1 + R))

VCC= Volumen maderable con corteza según la especie (m^3/ha)
VCC= EMCC/S
EMCC= Existencias maderables con corteza de la especie (m^3)
S= Superficie ocupada por especie (ha)
FC=Fracción de carbono de la materia seca para cada especie (t C/t m.s.)
FEB= Factor de expansión de la biomasa para convertir el incremento neto anual (incluida la corteza) en incremento de biomasa arbórea sobre suelo
D= Densidad de la madera para cada especie (t m.s./m^3)
R= Relación raíz-vástago

Una vez calculados los datos de carbono en la biomasa viva para cada ecosistema, se asigna dicho valor a las teselas del mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat utilizado como cartografía base.

CBm= ∑ (V x FC x D)

V= Volumen de madera muerta (m^3/ha)
D= Densidad de la madera (t m.s./m^3)
FC=Fracción de carbono en materia seca (t C/t m.s,)

Una vez calculados los datos de carbono en la biomasa viva muerta para cada ecosistema, se asigna el dicho valor a las teselas del mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat utilizado como cartografía base.

COS se obtiene de la cartografía o bibliografía disponible, asignando el valor correspondiente a las teselas del mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat utilizado como cartografía base.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat

Este mapa se utilizará como cartografía base para valorar los ecosistemas en función de los diferentes factores que se consideran para el cálculo del indicador.

Se propone el empleo del Mapa Forestal de España que se encuentra disponible a escala 1:25.000 (MFE25) para la Comunidad Foral de Navarra, Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Islas Baleares, Región de Murcia, Comunidad de Madrid, La Rioja, Cataluña y Extremadura, y a escala 1:50.000 (MFE50) para Castilla y León, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Andalucía y Canarias. Su actualización es cada 10 años y dispone de una metodología bien desarrollada.

Información a considerar:

- Usos del suelo o ecosistemas
- Especie dominante

Fuente de información: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx

Si se encuentran disponibles, se propone el empleo de mapas de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat a escala más detallada. A modo de ejemplo, en el caso del País Vasco se dispone del mapa de Hábitat EUNIS (European Nature Information System) 1:10.000, en Andalucía el mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía-MUCVA 1:25.000 y en Cataluña el Mapa de Cubiertas del suelo de Cataluña-MSCC 1:5.000.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Datos del carbono en biomasa viva para cada especie o ecosistema

- Matorrales

  Aunque algunos autores consideran despreciable el contenido de carbono almacenado en la biomasa viva de los matorrales con respecto al almacenado por los sistemas arbolados, otros autores señalan su importante contribución al servicio de almacenamiento de carbono (Brunoria et al., 2016). A modo de ejemplo, en parcelas españolas de *Pinus sylvestris* L., se ha observado que los matorrales pueden almacenar entre 1-2% del carbono total (García del Barrio, 2000), En bosques más abiertos, como las dehesas (*Quercus ilex* L.), la contribución de los matorrales es mayor, correspondiendo al 20-29% (Ruiz-Peinado y Montero, 2013). Montero y Serrada (2013), utilizando modelos para distintas asociaciones arbustivas calcularon que los matorrales en los bosques españoles acopian el 8,2% del total de carbono almacenado.

  Los datos se pueden obtener de la bibliografía: Fonseca et al., (2012) determina un rango de acumulación de carbono en la biomasa viva de los matorrales de 10-20 t C/ha, pudiendo aplicarse con carácter de aproximación un valor intermedio de 15 t C/ha.

  Cuando sea posible la diferenciación cartográfica de los usos, es posible emplear los valores proporcionados por la bibliografía para parques: 10-30 t C/ha (Serrano et al., 2016) y monocultivos arbóreos (olivos, viñedos, etc.): 1,58-5,86 t C/ha (Juhos &Tökei, 2012), utilizando un valor intermedio de 20 t C/ha y 4 t C/ha, respectivamente.

- Otros sistemas no arbolados

  El contenido de carbono en la biomasa viva se considera igual a 0 t C/ha, despreciable con respecto al carbono almacenado por los sistemas forestales (Chen et al., 2009; Zhang et al., 2007; Woodbury et al., 2007).

- Sistemas arbolados

  Volumen maderable con corteza según la especie (m^3/ha) (VCC). Es posible obtener la información del Inventario Forestal Nacional (IFN4 o IFN3).

  Fracción de carbono de la materia seca para cada especie (t C/t m.s.) (FC). Es posible obtener la información de la bibliografía de Montero et al. (2005).

  Factor de expansión de la biomasa para convertir el incremento neto anual (incluida la corteza) en incremento de biomasa arbórea sobre suelo, sin dimensiones (FEB). Es posible obtener la información de la bibliografía de Montero et al. (2005).

  Densidad de la madera para cada especie (t m.s./m^3) (D). Es posible obtener la información del Inventario Forestal Catalán (CPF, 2004).

  Relación de raíz-vástago, sin dimensiones (R). Es posible obtener la información de la bibliografía de Montero et al. (2005).

En la Guía para la estimación de absorciones de dióxido (2019) elaborada por el Ministerio para la Transición se contemplan las siguientes fuentes de información:

- El valor de FC es el que se toma por defecto en el IPCC, 0,5 t C / t m.s.
- El producto FEB · D se obtiene, para cada especie, a partir de los datos incluidos en el Informe de Inventarios de GEI de España 1990-2012 (2014). En el Informe, este producto se obtiene de los cálculos realizados por el CREAF (Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales) para cada especie, valores que han sido validados intencionalmente a través de Accion Cost E21, por referirse específicamente a especies forestales en territorio español, siendo así más ajustados a la realidad nacional que los factores por defecto del IPCC y por considerarse conservadores. Los valores de los FEB · D que no han sido calculados por el CREAF, se obtienen por medio de comparación con especies similares, o se le asigna el valor por defecto 0,8 (1,6·0,5), de acuerdo con la publicación IPCC-1996.
- Los valores de R, se obtienen a partir de los datos proporcionados en el siguiente artículo: R.-Ruiz Peinado, G. Montero, M. del Río, Modelos para estimar las reservas de carbono en la biomasa de especies de coníferas y de frondosas en España, 2014. Para las especies no incluidas en el estudio, se han hecho asimilaciones entre especies consideradas como similares en cuanto a esta variable.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Datos del carbono en biomasa muerta para cada especie o ecosistemas

- Datos del volumen de madera muerta de cada especie o ecosistemas (m^3/ha). Los datos se pueden obtener del Inventario Forestal Nacional (IFN4 o IFN3).
- Datos sobre la densidad de la madera para cada especie (t m.s,/m^3) (D). Los datos se pueden obtener del Inventario Forestal Catalán (CPF, 2004) y de las tablas de producción para los montes españoles (Madrigal et al., 1999).
- Datos de la fracción de carbono en materia seca para cada especie (t C/t m.s,) (FC). Los datos se pueden obtener de la bibliografía de Montero et al. (2005).

Datos sobre el contenido de carbono en los 30 primeros centímetros del suelo (COS)

Es posible el empleo del mapa de distribución de cantidad de COS en España de Rodríguez Martín et al. (2016) u otorgarle a cada ecosistema un valor de COS obtenido a partir de la bibliografía. Se recomienda utilizar los valores proporcionados por Rodríguez Martín et al. (2016) o González et al. (2018).

Si la comunidad autónoma dispone de información más precisa es aconsejable su empleo, como es el caso de Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Navarra, Aragón, Cataluña, La Rioja y Andalucía (cartografía específica del contenido de carbono en suelo (t C/ha)).

BIBLIOGRAFÍA

Aguilera, F., Rodríguez, V.M., Gómez, M., 2018. Definición de infraestructuras verdes: una propuesta metodológica integrada mediante análisis espacial. Documents d'Anàlisi Geogràfica, 64 (2): 313-33.

Barredo, J.I. et al., 2015. Mapping and assessment of forest ecosystems and their services – Applications and guidance for decision making in the framework of MAES. EUR 27751 EN, DOI:10.2788/720519.

Brunoria, E., Farinab, R., Biasia, R., 2016. Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem. Agriculture, Ecosystems & Environment, 223: 10-21.

Burkhard B, Maes J (Eds.), 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Centre de la Propietat Forestal (CPF), 2004. Annexe Indicadors dendrométrics En: Manual de redacción de plans tècnics de gestió i millota foresral (PTGMF) i plans simples de gestió forestal (PSGF). Instruccions de redacció i l'inventari forestal. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Centre de la Propietat Forestal. Barcelona, España. Pp.221-314.

Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. PLoS Biol. 4: 2138–2152.

Chen, X., Zhang, X., Zhang, Y., Wan, C., 2009. Carbon sequestration potential of the stands under the Grain for Green Program in Yunnan Province. China. Forest Ecology and Managemen 258: 199–206.

Egoh, B., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Maes, J., Willemen, L., 2012. Indicators for mapping ecosystem services: a review. · JRC scientific and policy reports. European Commission, Technical Report, November 2012. DOI: 10.13140/2.1.3420.2565.

Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. Journal of Applied Ecology, 47: 377–385.

European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, 2014. 2nd Report – Final, February 2014. European Environment Agency, 2014. Spatial analysis of green infrastructure in Europe. Technical report No 2/2014. ISBN: 978-92-9213-421-1.

Hu, H. and Wang, G.G., 2008. Changes in forest biomass carbon storage in the South Carolina Piedmont between 1936 and 2005. Forest Ecology and Management 255: 1400–1408. IPCC, 2003. Guía de Buenas Prácticas para las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura. Disponible en: http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf.htm.

Fonseca, F., de Figueiredo, T., Bompastor Ramos, M.A, 2012. Carbon storage in the Mediterranean pland shrub communities of Montesinho Natural Park, northeast of Portugal. Agroforestry Systems, 86(3): 463–475.

García del Barrio, J.M., 2000. Compartimentos y flujos de biomasa y nutrientes en un pinar de Pinus sylvestris L. en el monte de Valsaín. Monografías INIA: Serie Forestal, 178 p. ISBN: 9788474984828.

González, E.J., Veroz, O., Gil, J.A., Ordóñez, R.M., 2018. Iniciativa 4 por mil: el carbono orgánico del suelo como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático en España. Ed. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 262 pp. NIPO: 013-18-014-7.

Juhos, K., Tökei, L., 2012. Carbon content of the biomass of vineyards and orchards in Hungary.

http://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/862096/Carbon+content+of+biomass+of+vineyaeds+amd+orchards+in+Hungary.pdf/6303e567-c6c0-4926-830c-ef53aeb8da5f.

Madrigal, A., Álvarez, J.G., Rodríguez R., Rojo A., 1999. Tablas de producción para los montes españoles. Eds. Fundación Conde del Valle de Salazar. España.

BIBLIOGRAFÍA

Maes, J., Paracchini, M.J., Zulian, G., 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. EUR 24750 EN – 2011.

Ministerio para la Transición Ecológica, 2019. Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/mitigacionpoliticas-y-medidas/guiapa_tcm30-479094.pdf

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M., 2005. Monografías INIA: Serie Tierras forestales. Nº 13-2005. Producción de biomasa y fijación de CO2 por los bosques españoles. Ed. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Ministerio de Educación y Ciencia. ISBN: 84-7498-512-9. Madrid.

Montero, G., Serrada, R., 2013. La situación de los bosques y el sector forestal en España. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Lourizán (Pontevedra).

Onaindia, M., Fernández de Manuel, B., Madariaga, I., Rodríguez-Loinaz, G. 2013. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, the carbon store and water flow regulations. Forest Ecology and Management, 289: 1-9.

Rocha, S.M., Zulian, G., Maes, J., Thijssen, M., 2015. Mapping and assessment of urban ecosystems and their services. EUR 27706 EN, DOI: 10.2788/638737.

Rodríguez Martín, J.A.; Álvaro-Fuentes, J.; Gonzalo, J.; Gil, C.; Ramos-Miras, J.J.; Grau Corbí, J.M.; Boluda, R., 2016. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. Geoderma 264, 117–125.

Ruiz-Peinado, R. y Montero, G., 2013. Estimación del efecto sumidero de los bosques españoles. INIA-CIFOR. Documento uso interno [no publicado]

Woodbury, P.B., Smith, J.E., Heath, L.S., 2007. Carbon sequestration in the U.S. forest sector from 1990 to 2010. Forest Ecol. Manage. 241: 14–27.

Zhang, J., Ge, Y., Chang, J., Jiang, B., Jiang, H., Peng, C., Zhu, J., Yuan, W., Qi, L.,Yu, S., 2007. Carbon storage by ecological service forests in Zhejiang Province, subtropical China. Forest Ecology and Management 245: 64–75.

09 REGULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE	BIOMASA FOLIAR
Indicador	
Biomasa foliar	
Justificación	
La filtración del aire es un servicio ecosistémico de regulación que depende, entre otros, de la captura y absorción por parte de la vegetación de partículas en suspensión, compuestos químicos y gases presentes en la atmósfera que son nocivos para la salud humana. Se trata de un servicio que puede ser muy relevante en zonas urbanas o metropolitanas, al presentar estas muchas veces niveles de contaminación del aire elevados, en ocasiones superiores a los límites establecidos por la Unión Europea o la Organización Mundial para la Salud (EEA 2013). La exposición crónica a estas partículas aumenta el riesgo de sufrir enfermedades cardiovasculares y respiratorias. La estima de la capacidad de retención de contaminantes por parte de la vegetación es extremadamente compleja, dado que depende de la estructura y la disposición de la misma, el microclima o el volumen del tráfico (Escobedo & Nowak 2009). La principal limitación radica en la incertidumbre espacial en relación a la concentración de contaminantes, así como en la falta de información sobre la capacidad de filtración de las diversas cubiertas vegetales. En consecuencia, la cartografía de este servicio en la literatura científica es escasa y se acostumbran a utilizar como proxies relativamente generales la cubierta arbórea o el índice de área foliar (LAI). Estos indicadores, a su vez, no siempre son directamente calculables, sino que precisan de proxies específicas.	
Descripción	
Se propone el indicador de biomasa foliar de los bosques y formaciones arboladas como proxy de la capacidad de retención de contaminantes por parte de la vegetación. Se corresponde con la biomasa de hojas (peso seco) de los árboles vivos por unidad de superficie (t/ha). Presenta una buena relación lineal con el LAI, por lo que es directamente utilizable como proxy de la capacidad potencial de la vegetación arbolada de retener contaminantes. Se puede calcular a partir de la información correspondiente a parcelas forestales como las del IFN, aplicando a cada árbol medido la ecuación que relaciona la biomasa de hojas en función de la especie y el diámetro normal (DBH). La biomasa foliar se obtiene entonces como la suma de los valores de todos los árboles vivos de diámetro normal ≥ 7,5 cm de la parcela, re-escalando a valores por hectárea.	
Escala de trabajo	
La escala de trabajo dependerá de la cartografía de ecosistemas (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del indicador. Admite resoluciones muy elevadas (1:2000).	
Información necesaria	
– Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat que permitan seleccionar las áreas de bosque con suficiente precisión. – Capas LIDAR con suficiente resolución (como mínimo 0.5 pulsos/m^2) para modelizar la altura de la vegetación. – Inventarios forestales que proporcionen datos de verdad-terreno sobre la biomasa arbórea total y sus componentes (como es el caso de la biomasa foliar).	

Metodología de cálculo

En los últimos tiempos se ha avanzado mucho en la construcción de modelos cartográficos de la biomasa foliar combinando cartografía LIDAR y datos de campo procedentes de los inventarios forestales. El LIDAR (acrónimo normalizado de Laser Imaging Detection and Ranging) es una tecnología óptica de teledetección que mide la distancia desde un punto emisor a cualquier objeto o superficie mediando el uso de un láser pulsado.

Para algunas partes del territorio (Basnou et al. 2019) se han construido ya modelos cartográficos de la biomasa foliar combinando mapas de cubiertas del suelo de alta resolución, datos LIDAR del PNOA y datos de campo del IFN3, todos ellos más o menos coetáneos (período 2005-2010). El procedimiento incluye los siguientes pasos:

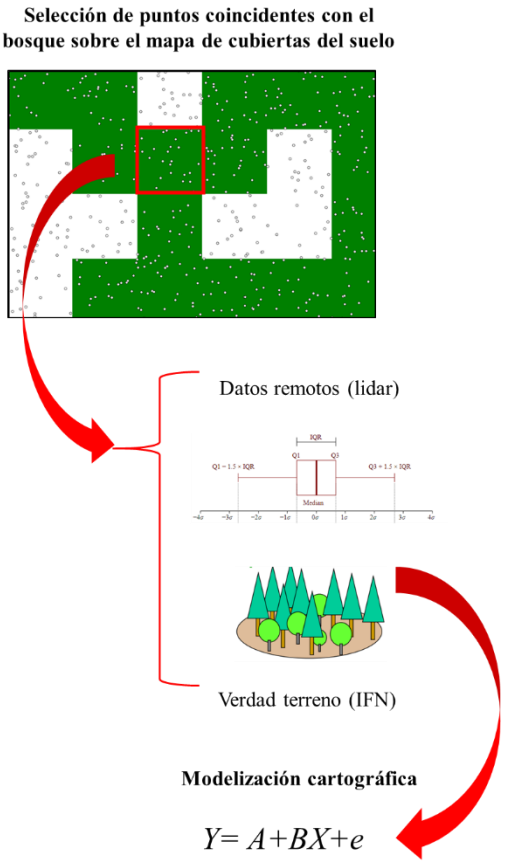
- En primer lugar se edita la capa de pulsos LIDAR mediante trabajo de SIG. Para ello se seleccionan todos los pulsos LIDAR con alturas superiores a 3 m y coincidentes con las áreas de bosque según el mapa de cubiertas del suelo pertinente. Ello es relativamente sencillo de realizar para un técnico de SIG utilizando herramientas de combinación de capas y de selección de objetos propias de los programas SIG más usuales (QGIS, ARcGIS, etc.).

- Posteriormente se calculan varios estadísticos (media, varianza, desviación típica, etc.) sobre las alturas de los pulsos LIDAR seleccionados. Los valores se disponen en sendas capas ráster, agrupando en su cálculo los pulsos para un tamaño de píxel de bosque congruente con las medidas de una parcela forestal (20 m). De nuevo, ello debe realizarse por parte de técnicos de SIG utilizando herramientas de combinación de capas (con transferencia de campos estadísticos, como las herramientas) o en su defecto, herramientas de R.

- Posteriormente se combinan los datos de biomasa foliar procedentes de parcelas forestales con los valores de estos estadísticos, utilizando de nuevo herramientas de combinación de capas SIG. A cada parcela forestal se le asigna el valor medio de los datos de los píxeles que se superponen con un buffer de 10 m de radio alrededor de la misma. En general, ya existen datos de biomasa foliar calculados para muchas regiones a partir de los datos dasométricos de las parcelas forestales. En el caso que no existan, deberán calcularse a partir de las medidas de DBH tomadas en campo y las ecuaciones forestales del IFN3 específicas para cada especie.

- Finalmente, mediante modelos lineales generales (GLM), se calcula la relación entre estos estadísticos y las medidas de biomasa foliar de las parcelas forestales. Las ecuaciones de los modelos resultantes se utilizan para proyectar los valores de la biomasa foliar sobre el conjunto del territorio ocupado por masas arboladas según el mapa de cubiertas, aplicando métodos SIG básicos de álgebra de mapas y de combinación de capas y combinando con ellos las capas ráster de 20 m correspondientes a los distintos estadísticos calculados sobre los pulsos LIDAR. Esta tarea puede hacerse con el paquete estadístico R.

El resultado es un modelo de alta resolución, tanto espacial como temática, de la biomasa foliar del territorio, con valores cuantitativos de la misma que muestran una elevada correlación (r^2>0.80) con los datos de las parcelas forestales.



Proceso de modelización de la biomasa foliar a partir de datos Lidar, agrupados por píxeles de bosque, y datos de verdad-terreno procedentes de los inventarios.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat

Cartografía base para la valoración de ecosistemas en función de los diferentes factores considerados para el cálculo del indicador.

Se propone el empleo del Mapa Forestal de España que se encuentra disponible a escala 1:25.000 (MFE25) para la Comunidad Foral de Navarra, Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Islas Baleares, Región de Murcia, Comunidad de Madrid, La Rioja, Cataluña y Extremadura, y a escala 1:50.000 (MFE50) para Castilla y León, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Andalucía y Canarias. Su actualización es cada 10 años y dispone de una metodología bien desarrollada.

Fuente de información: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx

Lidar

Dos vuelos disponibles para toda España, si bien con fechas muy diversas según el territorio. PNOA; https://pnoa.ign.es/presentacion)

Inventarios forestales

El IFN3 está disponible para toda España, con fechas muy diversas según el territorio https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/ifn3.aspx

El IFN4 está en curso de realización.

BIBLIOGRAFÍA

Basnou C, Maestre, S., Baró, F., Langemeyer, J., Pino, J. (2019). Definició, caracterització i difusió de la infraestructura verda de la demarcació de Barcelona en el marc del Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITxell). Resumen Ejecutivo. Documento inédito, Diputación de Barcelona.

Escobedo, F.J., Nowak, D.J. (2009) Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest.846 Landscape and Urban Planning, 90: 102-110

Roces-Díaz J.V., Vayreda J., Banqué-Casanovas M., Cusó M., Anton M., Bonet J.A., Brotons L., De Cáceres M., Herrando S., Martínez de Aragón J., de-Miguel S., Martínez-Vilalta J. (2018) Assessing the distribution of forest ecosystem services in a highly populated Mediterranean region. Ecological Indicators. 93: 986-997.

10 REGULACIÓN HÍDRICA	RETENCIÓN DE AGUA

Indicador

Índice de retención de agua (adimensional) (Water Retention Index (WRI))

Justificación de la elección

Diferentes fuentes bibliográficas (European Commission et al., 2014; Maes et al, 2015; Burkhand et al., 2017; Vandescasteele et al., 2018) y modelos (ESTIMAP (Burkhand et al., 2017)) proponen este indicador para el cartografiado del servicio de regulación hídrica.

Descripción

El índice de retención de agua representa el almacenamiento potencial de agua en el paisaje. Para su cálculo se considera, tanto la intercepción de agua por la vegetación, como el almacenamiento en las masas de agua, la infiltración y la retención en el suelo, la percolación hacia las aguas subterráneas, la pendiente y la impermeabilidad del suelo (Burkhand et al., 2017; Vandescasteele et al., 2018). El indicador, combinado con datos de precipitaciones muestra las áreas con mayor riesgo de inundaciones o escasez hídrica.

La vegetación intercepta el agua de lluvia y amortigua su caída en el suelo, ralentizando su flujo, favoreciendo su infiltración en el suelo y reduciendo la escorrentía superficial. Se asume que la cantidad de agua potencial que la vegetación es capaz de interceptar se encuentra linealmente relacionada con el Índice de Área Foliar (Leaf Retention Index: LAI) (Van Dijk and Bruinzeel, 2001), por lo que este parámetro es muy utilizado para estimar la intercepción del agua por la vegetación (Muzylo et al., 2009).

El potencial del suelo para retener agua se encuentra principalmente determinado por su textura, la densidad aparente y la cantidad de materia orgánica presente en el mismo. Para su cálculo se emplea, tanto la capacidad de almacenamiento de humedad, como el contenido de carbono orgánico; a mayor porcentaje de materia orgánica, mayor capacidad para almacenar agua (Wang et al, 2013; Maes et al., 2018).

La infiltración y percolación hídrica hacia las masas de agua subterráneas se ven determinadas principalmente por la litología del suelo y su permeabilidad.

Pendientes más pronunciadas permiten una mayor escorrentía superficial, frente a zonas más llanas, en las que la infiltración del agua en el suelo es mayor.

Finalmente, se considera nula la capacidad de almacenamiento de agua en el caso de las áreas impermeabilizadas artificialmente (carreteras, edificios, etc.), al presentar una barrera para la retención e infiltración del agua.

Para la agregación de parámetros en indicadores compuestos es preciso asignar a los mismos diferentes pesos atendiendo a su relevancia y posibles correlaciones. En el caso del índice de retención de agua se recomienda el desarrollo de un análisis de sensibilidad para determinar los diferentes pesos (Paruolo et al., 2013; Vandescasteele et al., 2018).

Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía de ecosistemas (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del indicador.

Información necesaria

El JRC proporciona una cartografía del Water Retention Index calculada para Europa (Maes, 2015. Water Retention Index. European Commission, Joint Research Centre (JRC)).

Fuente de información: https://data.europa.eu/euodp/en/data/dataset/06c3f085-c1e3-4228-949d-82a0899b8d7d

Para un cálculo a mayor escala de detalle se precisa la siguiente información.

- Cartografía del Índice de Área Foliar medio para un periodo de tiempo determinado.
- Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat.
- Capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo.
- Contenido de carbono en los 30 primeros centímetros del suelo (COS).
- Cartografía de permeabilidad del suelo.
- Cartografía de pendientes o Modelo Digital del Terreno (MDT).

Metodología de cálculo

La metodología de cálculo se ha basado en artículos científicos previos (Burkhand et al.,2017; Vandescasteele et al., 2018).

WRI = (WRv Rv + WRs Rs + WRgw Rgw + Wslope Slope + Wwb Rwb) * (Rss)

WRI = Índice de retención de agua
Rv= Retención de agua por la vegetación
Rs = Retención de agua en el suelo
Rgw = Retención de agua en las aguas subterráneas
Slope = Pendiente
Rwb = Retención de agua en los sistemas acuáticos
Rss = Retención de agua en el suelo artificial
WRv, WRs, WRgw, Wslope, Wwb = Pesos asignados a cada parámetro

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Retención de agua por la vegetación (Rv)

Para valorar la retención de agua por la vegetación se utilizan los mapas del LAI obtenidos del Copernicus Global Land Service para un periodo de tiempo determinado. Estos mapas se encuentran a escala 1 km (1999-presente) o a 300 m (2014-presente).

Fuente de información: https://land.copernicus.eu/global/products/lai

Una vez calculada la media para cierto periodo de tiempo, los valores se estandarizan entre 0-5. El periodo de tiempo a establecer dependerá de la disponibilidad de datos. Por ejemplo, para Europa se han calculado para los años 1999-2003 (Vandescasteele et al., 2018).

Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat

Cartografía base para la valoración de ecosistemas en función de los diferentes factores considerados para el cálculo del indicador.

Se propone el empleo del Mapa Forestal de España que se encuentra disponible a escala 1:25.000 (MFE25) para la Comunidad Foral de Navarra, Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Islas Baleares, Región de Murcia, Comunidad de Madrid, La Rioja, Cataluña y Extremadura, y a escala 1:50.000 (MFE50) para Castilla y León, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Andalucía y Canarias. Su actualización es cada 10 años y dispone de una metodología bien desarrollada.

Fuente de información: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx

Si se encuentran disponibles, se recomienda el empleo de mapas de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat a escala más detallada. En el caso del País Vasco se dispone del mapa de Hábitat EUNIS (European Nature Information System) 1:10.000, en Andalucía el mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía-MUCVA 1:25.000 y en Cataluña el Mapa de Cubiertas del suelo de Cataluña-MSCC 1:5.000.

Retención de agua en el suelo (Rs)

Para valorar la retención de agua en el suelo se utilizan datos de la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo y datos del contenido de carbono en los 30 primeros centímetros del suelo (COS).

- Capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo

  En el caso de la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo se puede utilizar el mapa de capacidad máxima de almacenamiento de agua del suelo o los datos de capacidad máxima de humedad del suelo para cada uso del suelo (mm) contemplados en los Planes Hidrológicos españoles para calibrar el modelo SIMPA (Sistema Integrado de Modelización Precipitación Aportación) Los valores obtenidos correspondientes a la capacidad máxima de humedad del suelo para cada uso (mm) se estandarizan entre 0-5, asignándose el correspondiente valor a cada uso del suelo o tipos de hábitat establecido en la correspondiente cartografía de vegetación.

  Asimismo es posible emplear como fuente de información para la retención de agua del suelo la cartografía Soil Water Index disponible para el territorio europeo a resolución de 1 km, basada en Surface Soil Moisture (SSM) from Sentinel-1 C-band SAR and MetOp-ASCAT.

  Fuente de información: https://land.copernicus.eu/global/products/swi

  Si se dispone de datos a escalas más detalladas, se recomienda su empleo para mejora de la información base.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

- Contenido de carbono en los 30 primeros centímetros

  Es posible el empleo del mapa de distribución de cantidad de COS en España de Rodríguez Martín et al. (2016) u otorgarle a cada ecosistema un valor de COS obtenido a partir de la bibliografía. Se recomienda utilizar los valores proporcionados por Rodríguez Martín et al. (2016) o González et al. (2018).

  Si la comunidad autónoma dispone de información más precisa es aconsejable su empleo, como es el caso de Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Navarra, Aragón, Cataluña, La Rioja y Andalucía (cartografía específica del contenido de carbono en suelo (t C/ha)).Los valores obtenidos del contenido de COS se estandarizan entre 0-5.

Se suman los valores estandarizados de la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo y del contenido de COS y se divide entre 2. Vandescasteele et al. (2018) utiliza Total Available Water Content (TAWC) obtenido de la European Soil Database (ESDB) a 1 km de resolución para toda Europa. En este parámetro quedan incluidos la textura del suelo, la densidad aparente y la cantidad de materia orgánica y profundidad del suelo.

Retención de agua en las aguas subterráneas (Rgw)

Para valorar la retención de agua en las aguas subterráneas se recomiendo el empleo del mapa de permeabilidad del suelo de España a escala 1:200.000); los valores se estandarizan entre 0-5.

Fuente de información:

http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/mapa.aspx?parent=../tematica/tematicossingulares.aspx&Id=15#mapas

Si se dispone de datos a escalas más detalladas, se recomienda su empleo para mejora de la información base Pendiente

Para valorar la pendiente se utiliza un mapa de pendientes obtenido a partir del Modelo Digital del Terreno (MDT25) con paso de malla de 25 m disponible en el centro de descargas del Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).

Fuente de descarga: http://www.idee.es/csw-codsi-idee/srv/spa/catalog.search#/metadata/spaignMDT

Los valores se estandarizan entre 0-5, asumiendo una relación lineal negativa entre la pendiente y el potencial de retención de agua.

Retención de agua en los sistemas acuáticos (Rwb)

Para valorar la retención de agua en los sistemas acuáticos, se asigna valor 5 a aquellos ecosistemas identificados como agua en el mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat que se utilice y al resto valor 0.

Retención de agua en el suelo artificial (Rss)

Para valorar la retención de agua en el suelo artificial, se le asigna un valor 0 a aquellos ecosistemas identificados como artificial en el mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat que se utilice y al resto un valor 1.

Pesos asignados a cada parámetro

Para calcular los pesos asignados a cada parámetro es conveniente realizar un análisis de sensibilidad. En otro caso se pueden utilizar los pesos calculados para Europa por Vandecasteele et al. (2018): WRv= 0.17, WRs= 0.14, WRgw= 0.29, Wslope= 0.10, Wwb= 0.28.

BIBLIOGRAFÍA

Aguilera, F., Rodríguez, V.M., Gómez, M., 2018. Definición de infraestructuras verdes: una propuesta metodológica integrada mediante análisis espacial. Documents d'Anàlisi Geogràfica, 64 (2): 313-33.

Burkhard B, Maes J (Eds.), 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, 2014. 2nd Report – Final, February 2014.

González, E.J., Veroz, O., Gil, J.A., Ordóñez, R.M., 2018. Iniciativa 4 por mil: el carbono orgánico del suelo como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático en España. Ed. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 262 pp. NIPO: 013-18-014-7.

Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P., Ivits, E., Polce, C., Vandecasteele, I., Rivero, I.M., Guerra, C., Perpiña-Castillo, C., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batista e Silva, F., Jacobs-Crisoni, C., Trombetti, M., Lavalle, C., 2015. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. Science and Policy Report by the Joint Research Centre, the European Commission's in-house science service. DOI: 10.2788/341839 (online).

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, A., Petersen, J.E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Czúcz, B., Mauri, A., Loffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T., Werner, B., 2018. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Muzylo, A., Llorens, P., Valente, F., Keizer, J.J., Domingo, F., Gash, J.H.C., 2009. A review of rainfall interception modelling. Journal of Hydrology 370: 191–206.

Paruolo, P., Saisana, M., Saltelli, A., 2013. Ratings and rankings: Voodoo or science? Journal of the Royal Statistical Society, Series A, 176 (3): 609– 634.

Rodríguez Martín, J.A., Álvaro-Fuentes, J., Gonzalo, J.; Gil, C., Ramos-Miras, J.J., Grau Corbí, J.M., Boluda, R., 2016. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. Geoderma 264, 117–125.

URA (Agencia Vasca del agua), 2014. Actualización de la evaluación de recursos hídricos de la CAPV 2010. Disponible en: http://www.uragentzia.euskadi.eus/contenidos/documentacion/2014_recursos_capv/es_def/adjuntos/MEMORIA_ACTUALIZACION_EVALUACION_DE_RECURSOS_HIDRICOS_DE_LA_CAPV_2010.pdf

Vandescasteele, I., i Rivero, I.M., Baranzelli, C., Becker, W., Dreoni, I., Lavalle, C., Batelaan, O., 2018. The water retention index: using land use planning to manage water resources in Europe. Sustainable Development 26: 122–131.

Van Dijk, A.I.J.M., Bruijnzeel, L.A., 2001. Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model. Part 1. Model description. Journal of Hydrology 247: 230-238.

Wang, C., Zhao, C.Y., Xu, Z.L., Wang, Y., Peng, H.H., 2013. Effect of vegetation on soil water retention and storage in a semi-arid alpine forest catchment. Journal of Arid Land 5 (2): 207-219.

11 CONTROL DE LA EROSIÓN	CONTROL DE LA EROSIÓN

Indicador

Control de la erosión

Justificación de la elección

El control de la erosión está considerado como uno de los grandes retos para una gestión sostenible de los suelos (Pennock, 2019). En muchas regiones del mundo, la erosión del suelo es la principal amenaza para el mantenimiento de funciones básicas como el mantenimiento de la fertilidad que determina la provisión de alimentos y madera, entre otros productos, o la regulación de las reservas de agua freática.

La cubierta vegetal es uno de los principales reguladores de la erosión del suelo, principalmente por la reducción del impacto del agua. Una mayor presencia de cubierta vegetal mejora la intercepción del agua precipitada, la infiltración por una mayor porosidad del suelo, o la absorción de la energía del agua que circula por la superficie.

Descripción

El control o regulación de la erosión es un servicio que se puede definir como la capacidad de los ecosistemas (principalmente la vegetación) para retener el suelo y prevenir la erosión hídrica gradual. El servicio se puede cuantificar en unidades biofísicas, por ejemplo a través de datos empíricos de la cantidad de suelo retenido (tn/ha y año) por parte de la vegetación. Para el cálculo de estos datos cuantitativos se calcula la diferencia entre la erosión potencial que es la que habría sin cobertura vegetal y la erosión laminar calculadas por el Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES).

Escala de trabajo

La escala de trabajo es 1:50.000.

Información necesaria

- Mapa de erosión laminar y en regueros del Inventario Nacional de Erosión de Suelos.
- Mapas de erosión potencial (laminar y en regueros) del Inventario Nacional de Erosión de Suelos.

Metodología de cálculo

Mapa de erosión laminar y en regueros

La erosión más importante cuantitativa y cualitativamente, es la erosión laminar y en regueros causada por el agua. El Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES) estima las pérdidas medias de suelo en cada 'pixel' del territorio basado en el modelo RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation):

A=R·K·LS·C·P

A: pérdidas de suelo por unidad de superficie para el periodo de tiempo considerado. Se obtiene por el producto de los factores siguientes:
R: Factor erosividad de la lluvia.
K: Factor erosionabilidad del suelo.
L: Factor longitud de ladera.
S: Factor pendiente.
C: Factor cubierta y manejo.
P: Factor de prácticas de conservación del suelo.

Para ello se clasifica el territorio en estratos homogéneos (clima, fisiografía, litología y vegetación) y se asigna a cada estrato un número proporcional de parcelas de campo. En ellas, se obtienen datos sobre la estructura y composición de la cubierta vegetal y las características del suelo, así como de las prácticas agrícolas y ganaderas. Con el análisis de las muestras de suelo recogidas en campo, se realizan determinaciones analíticas necesarias para estimar la erosibilidad del suelo. Procesando dichos datos se calculan las pérdidas de suelo en cada parcela y sus valores medios por estrato, tras el correspondiente análisis estadístico. Tras un análisis cartográfico incluyendo los factores climáticos y topográficos que intervienen en la erosión y, con el resultado del proceso de datos, se calculan las pérdidas medias de suelo en cada pixel de 25mx25m.

Metodología de cálculo

Mapa de erosión potencial (laminar y en regueros)

En el INES se estiman también las pérdidas de suelo por erosión laminar y en regueros que tendrían lugar en caso de desaparición brusca y total de la cubierta vegetal (erosión potencial). Para ello se han considerado únicamente los tres factores del modelo RUSLE que caracterizan dicha potencialidad: el índice de erosión pluvial (R), la erosionabilidad del suelo (K) y la topografía (LS)

Cálculo del mapa de control de la erosión

Mediante herramientas SIG se calcula en cada pixel la diferencia entre la erosión potencial y la erosión laminar.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES)

https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/inventario-cartografia/inventario-nacional-erosion-suelos/

El INES utiliza a su vez la siguiente cartografía:

Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE50)

https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50.aspx

Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de España a escala 1:50.000.

https://www.mapa.gob.es/es/cartografia-y-sig/publicaciones/agricultura/mac_2000_2009.aspx

Mapa Geológico de España a escala 1:50.000 (MAGNA50).

http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50.aspx

Modelo Digital del Terreno-MDT25

http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/catalogo.do?Serie=MAPLI

BIBLIOGRAFÍA

Pennock D (2019). Soil Erosion: the greatest challenge for sustainable soil management. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.

Agencia Estatal de Meteorología. Datos climáticos.

Foster, G.R. (2004). Revised Universal Soil Loss Equation. Version 2. Users reference guide. USDA-ARS.

Foster, G.R. (2005). Revised Universal Soil Loss Equation. Version 2. Science Documentation. USDA-ARS.

Foster, G.R.; Yoder, D.C.; Weesies, G.A.; McCool, D.K.; McGregor, K.C.; Bingner, R.L. (2003). Revised Universal Soil Loss Equation. Version 2. USDA-ARS.

Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; McCool, D.K.; Yoder, D.C. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Agriculture Handbook nº 703. Agricultural Research Service.

Soil and Water Conservation Society. 1995. RUSLE User Guide. Version 1.04.

Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Agriculture Handbook nº 537. Agricultural Research Service.

15 POLINIZACIÓN	POLINIZACIÓN

Indicador

Índice de abundancia probable de polinizadores anidando

Justificación de la elección

El servicio de polinización es uno de los servicios de regulación más cartografiados a distintas escalas, existiendo diferentes tipos de indicadores para su valoración. En ocasiones se asocia de manera exclusiva a cultivos agrícolas, atendiendo a su elevado valor económico y relación directa con la productividad. (Zulian et al., 2013a).

El indicador propuesto ha sido seleccionado por diferentes autores y en diversas fuentes bibliográficas (Maes et al., 2011; European Commission et al., 2014; Rocha et al., 2015), así como para el desarrollo de diversos modelos: INVEST (Maes et al.,2012; Onaindia et al., 2018; Rodríguez-Loinaz et al., 2018; Castillo-Eguskitza et al., 2019), ESTIMAP (Zulian et al., 2013b; Maes et al., 2015; Burkhand et al., 2017) o ARIES (Martínez-López et al., 2019),

Descripción

La abundancia probable de polinizadores anidando en una zona depende, tanto de la disponibilidad de tipos de hábitat como de recursos florales para los insectos (Rocha et al., 2015). Las oquedades de los árboles, las praderas ricas en flores y las áreas ribereñas ofrecen sitios adecuados para albergar poblaciones de insectos polinizadores, ya que les ofrecen hábitat adecuados para su anidación y alimentación (Svensson et al., 2000; Kells & Goulson, 2003; Westphal et al., 2003; Garibaldi et al., 2011).

Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía de ecosistemas (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para elaborar el indicador.

Información necesaria

JRC proporciona una cartografía general para Europa, Relative Pollination Potential (Zulian et al., 2013b). Fuente de información: http://srv-drdsi-ext.jrc.it/ro/dataset/relative-pollination-potential.

Para una estimación de detalle se precisa la siguiente información.

- Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat.
- Disponibilidad de hábitat aptos para que los polinizadores aniden.
- Disponibilidad de recursos florales (flores portadoras de néctar) para alimentación de los polinizadores.
- Distancia de desplazamiento medio de los insectos polinizadores.
- Módulo de Polinización del Modelo INVEST o Modelo ESTIMAP.

Metodología de cálculo

La metodología de cálculo se basa en artículos científicos previos (Zulian et al., 2013b; Onaindia et al., 2018; Rodríguez-Loinaz et al., 2018; Castillo-Eguskitza et al., 2019; Martínez-López et al., 2019). Se proponen las siguientes alternativas:

- Módulo de polinización del Modelo INVEST (http://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/). Permite el cálculo del índice de abundancia probable de polinizadores anidando, a partir de la información descrita en el apartado “información necesaria".
- ESTIMAP. Modelo de polinización basado en InVEST (Zulian et al. 2013b).
- Aproximación mediante la fórmula: **IAPP = HA * (RF * D)**

  IAPP= Índice de abundancia probable de polinizadores anidando.
  HA= Disponibilidad de hábitat para anidar que tengan los insectos polinizadores.
  RF= Disponibilidad de recursos florales (flores portadoras de néctar) para su alimentación.
  D= Radio de desplazamiento.

Es posible cartografiar la polinización basada en los cultivos agrícolas a partir de la información en http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/croppollination.html).

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat

Cartografía base para la valoración de ecosistemas en función de los diferentes factores considerados para el cálculo del indicador.

Se propone el empleo del Mapa Forestal de España que se encuentra disponible a escala 1:25.000 (MFE25) para la Comunidad Foral de Navarra, Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Islas Baleares, Región de Murcia, Comunidad de Madrid, La Rioja, Cataluña y Extremadura, y a escala 1:50.000 (MFE50) para Castilla y León, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Andalucía y Canarias. Su actualización es cada 10 años y dispone de una metodología bien desarrollada. La información a considerar es la siguiente:

- Usos del suelo.
- Especie dominante.

Fuente de información: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx

Si se encuentran disponibles, se propone el empleo de mapas de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat a escala más detallada. En el caso del País Vasco se dispone del mapa de Hábitat EUNIS (European Nature Information System) 1:10.000, en Andalucía el mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía-MUCVA 1:25.000 y en Cataluña el Mapa de Cubiertas del suelo de Cataluña-MSCC 1:5.000, por ejemplo.

Disponibilidad de hábitat aptos para que los polinizadores aniden y disponibilidad de recursos florales (flores portadoras de néctar) para alimentación de los polinizadores.

Los datos para cada ecosistema se obtienen de la bibliografía (Lonsdorf et al., 2009; Zulian et al., 2013), índice relativo, con valores entre 0-1.

En el *Apéndice polinización* se proporciona una relación de valores de disponibilidad de hábitat para anidar y disponibilidad de recursos florales para los insectos polinizadores, según usos de suelo, obtenido de la bibliografía (Zulian et al., 2013)

Si se dispone de mapas de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat a mayor escala de detalle se pueden obtener datos para usos del suelo más específicos en http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC87585/lb-na-26474-en-n.pdf.

Radio de desplazamiento

El radio de desplazamiento se considera 1 cuando la celda con disponibilidad de hábitat para anidar con valor > 0 se encuentra a una distancia ≤ que la distancia media de desplazamiento asociado a cada insecto polinizador.

La distancia media de desplazamiento asociada a cada insecto polinizador se obtiene de la bibliografía. Algunos autores utilizan un valor de 1 km para todos los insectos polinizadores (Martínez-López et al., 2019), otros autores utilizan 700 m para la especie *Apis mellifera* (Onaindia et al., 2018; Rodríguez-Loinaz et al., 2018; Castillo-Eguskitza et al., 2019) y otros, a escala europea, utilizan distancias máximas de 5 km (Ricketts et al., 2008; Maes et al., 2011).

BIBLIOGRAFÍA POLINIZACIÓN

Aguilera, F., Rodríguez, V.M., Gómez, M., 2018. Definición de infraestructuras verdes: una propuesta metodológica integrada mediante análisis espacial. Documents d'Anàlisi Geogràfica, 64 (2): 313-33.

Burkhard B, Maes J (Eds.), 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Castillo-Eguskitza, N., Schmitz, M. F., Onaindia, M., Rescia, A.J., 2019. Linking Biophysical and Economic Assessments of Ecosystem Services for a Social–Ecological Approach to Conservation Planning: Application in a Biosphere Reserve (Biscay, Spain). Sustainability 11 (11): 3092.

European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, 2014. 2nd Report – Final, February 2014.

Garibaldi, L.A., Aizen, M.A., Klein, A.M., Cunningham, S.A. & Harder, L.D., 2011. Global growth and stability in agricultural yield decrease with dependence on pollinator services. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 108: 5909–5914.

Kells, A.R., Goulson, D., 2003. Preferred nesting sites of bumblebee queens (hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. Biological Conservation 109: 165-174.

Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N., Greenleaf, S., 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. Ann. Bot., 103 (9): 1589-1600.

Maes, J., Paracchini, M.J., Zulian, G., 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. EUR 24750 EN – 2011.

Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. Biological Conservation 155: 1–12.

Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P., Ivits, E., Polce, C., Vandecasteele, I., Rivero, I.M., Guerra, C., Perpiña-Castillo, C., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batista e Silva, F., 57 Jacobs-Crisoni, C., Trombetti, M., Lavalle, C., 2015. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. Technical report. European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Martínez-López, J., Bagstad, K.J., Balbi, S., Magrach, A., Voigt, B., Athanasiadis, I., Pascual, M., Willcock, S., Villa, F., 2019. Towards globally customizable ecosystem service models. Science of the Total Environment 650 (2): 2325-2336.

Onaindia, M., Peña, L., Fernández de Manuel, B., Rodríguez-Loinaz, G., Madariaga, I., Palacios- Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., 2018. Land use efficiency through analysis of agrological capacity and ecosystem services in an industrialized region (Biscay, Spain). Land Use Policy 78: 650-661.

Ricketts, T., Regetz, J., Steffan-Dewent, I., Viana, B.F., 2008. Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns? Ecology Letters 11(5): 499-515.

Rocha, S.M., Zulian, G., Maes, L., Thijssen, M., 2015. Mapping and assessment of urban ecosystems and their services; EUR 27706 EN; DOI:10.2788/638737.

Rodríguez-Loinaz, G., Peña, L., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., Onaindia, M., 2018. Identifying green infrastructure as a basis for an incentive mechanism at the municipality level in Biscay (Basque Country). Forests 9: 22.

Svensson, B., Lagerlöf, J., G. Svensson, B., 200o. Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. Agriculture, Ecosystems and Environment 77: 247-255.

Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 2003. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. Ecology Letters 6: 961-965.

Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M., 2013a. Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. Land 2: 472.

Zulian, G., Paracchini, M.L., Maes, J., Liquete, C., 2013b. ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale. EUR 26474 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.

20 DISFRUTE ESTÉTICO DEL PAISAJE	DISFRUTE ESTÉTICO DEL PAISAJE
Indicador	
Índice de estética del paisaje	
Justificación de la elección	
Algunos autores optan por el análisis de redes sociales como indicador para medir el servicio de disfrute estético del paisaje, a partir del número de fotografías de determinados paisaje subidas a ciertas páginas web (Panoramio o Flickr) (Casalegno et al., 2013; Alfaro y Wagner, 2015; Tenerelli et al., 2017); otros se basan en encuestas a la población (Wherrett, 2000; Daniel, 2001). La metodología propuesta se basa en la utilización de características intrínsecas del paisaje o de sus elementos (Dramstad et al., 2006; Ode et al., 2008; Norton et al., 2012; Casado-Arzuaga et al., 2014; Yang et al., 2014; Tenerelli et al., 2017; Peña et al., 2018; Rodríguez-Loinaz et al., 2018).	
Descripción	
El disfrute estético que ofrecen los distintos paisajes a la sociedad depende, tanto de la percepción como de sus características intrínsecas. Se considera que los paisajes con presencia de masas de agua (ríos, lagos, embalses, aguas costeras), relieves abruptos y paisajes diversos poseen un valor estético añadido, frente a aquellos que carecen de estos elementos (CPSS, 2005; de Vries et al., 2007; Hunziker et al., 2008; Willemen et al., 2008; Kienast et al., 2009; Kienast et al., 2012; Maes et al., 2012; Norton et al., 2012; van Oudenhoven et al., 2012; Frank et al., 2013; Peña et al., 2015; Scholte et al., 2018). Diferentes estudios demuestran la relación entre la percepción social del valor estético y el grado de naturalidad de los paisajes (CPSS, 2005; Peña et al., 2015). Los ecosistemas naturales son más atractivos para la sociedad porque poseen una mayor biodiversidad y, por tanto, un mayor valor estético (Hartig and Staats, 2006; Maes et al., 2011; Schulp et al., 2012; Casado-Arzuaga et al., 2014; Yang et al., 2014; Peña et al., 2018; Rodríguez-Loinaz et al., 2018); por el contrario, los elementos artificiales como parques eólicos, canteras activas, vertederos, carreteras y ferrocarril, le restan valor estético (Ode et al., 2018; Jiang et al., 2015; Sklenicka e tal., 2018). El disfrute de los paisajes depende de la ubicación relativa entre el observador y lo observado (Nahuelhual et al., 2013), adoptándose por ello como unidad de análisis las cuencas visuales (Casado_Arzuaga et al., 2014; Peña et al., 2015).	
Escala de trabajo	
La escala de trabajo dependerá de la cartografía de ecosistemas (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del indicador.	
Información necesaria	
– Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat – Índice de naturalidad de los ecosistemas – Modelo Digital del Terreno (MDT) – Cartografía de cuencas visuales – Índice de relieve en cada cuenca visual – Índice de diversidad de ecosistemas en cada cuenca visual – Cartografía de zonas de influencia de las aguas superficiales y costeras – Cartografía de paisajes relevantes – Cartografía de zonas de influencia de elementos negativos (parques eólicos, canteras activas, vertederos, carreteras y ferrocarril)	

Metodología de cálculo

La metodología de cálculo se ha basado en diversos artículos científicos (CPSS, 2005; Casado-Arzuaga et al., 2014; Yang et al., 2014; Rocha et al., 2015; Peña et at., 2018; Rodríguez-Loinaz et al., 2018).

EP = N + T + D + IA + PR – EN

EP = Índice estética del paisaje
N = Índice de naturalidad
T = Topografía
D = Diversidad de ecosistemas
IA = Influencia de masas de agua superficiales y costeras
PR = Presencia de paisajes relevantes
EN = Influencia de elementos negativos

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat

Cartografía base para la valoración de ecosistemas en función de los diferentes factores considerados para el cálculo del indicador.

Se propone el empleo del Mapa Forestal de España que se encuentra disponible a escala 1:25.000 (MFE25) para la Comunidad Foral de Navarra, Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Islas Baleares, Región de Murcia, Comunidad de Madrid, La Rioja, Cataluña y Extremadura, y a escala 1:50.000 (MFE50) para Castilla y León, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Andalucía y Canarias. Su actualización es cada 10 años y dispone de una metodología bien desarrollada. La información a considerar es la siguiente es la correspondiente a usos del suelo.

Fuente de información: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx

Si se encuentran disponibles, se propone el empleo de mapas de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat a escala más detallada. En el caso del País Vasco se dispone del mapa de Hábitat EUNIS (European Nature Information System) 1:10.000, en Andalucía el mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía-MUCVA 1:25.000 y en Cataluña el Mapa de Cubiertas del suelo de Cataluña-MSCC 1:5.000, por ejemplo.

Grado de naturalidad de los ecosistemas

El índice de naturalidad muestra el grado de influencia humana sobre los distintos ecosistemas y lo alejados que están de su vegetación potencial.

Los datos del índice de naturalidad para cada uso del suelo se obtienen de Loidi et al. (2007), otorgando valores en una escala de 1-7 (7, mayor naturalidad, 1 menor naturalidad).

En Santos-Martín et al. (2019), los valores del índice de naturalidad otorgados a cada uso del suelo son los siguientes, 0: urbano, industrial y áreas extractivas; 1: áreas verdes urbanas; 2: áreas cultivadas; 3: mosaico agrícola, agroforestal y sistemas salinos; 4: áreas naturales con agroforestal (prados y matorrales de transición); 5: áreas de alto valor ambiental (bosques mixtos, matorrales, pastizales, marismas, etc. Dichos valores muestran una correspondencia directa con los propuestos por Loidi et al. (2007), por lo que la utilización de uno u otro dependerá de la información de usos del suelo disponible.

Una vez disponible, se asigna el valor del índice de naturalidad a los correspondientes usos de la cartografía base.

Topografía

Para valorar la topografía se determina el índice de relieve medio correspondiente a cada cuenca visual. Para ello, en primer lugar, es necesario determinar mediante GIS las cuencas visuales a partir de un Modelo Digital del Terreno (MDT25) con paso de malla de 25 m; dicho modelo se encuentra disponible en el centro de descargas del Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).

Fuente de información: http://www.idee.es/csw-codsi-idee/srv/spa/catalog.search#/metadata/spaignMDT

A partir del MDT25 se calcula en cada punto la diferencia media respecto a los puntos pertenecientes a la misma cuenca visual situados a menos de 200 metros del mismo y, a continuación, el valor medio del índice de relieve para cada una de las cuencas visuales.

Se asigna el valor “1” a las cuencas visuales con un índice de relieve medio-alto y al resto con un 0. La consideración del rango alto del relieve se deberá adaptar en cada circunstancia

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Diversidad de ecosistemas

Para determinar el índice de diversidad de ecosistemas correspondiente a cada cuenca visual se calcula el índice de diversidad de Shannon–Wiener (H') (H'= -Σ (pi*ln pi)) en las cuencas visuales identificadas en los anteriores procesos

Se asigna el valor "1" a aquellas cuencas visuales con un índice de diversidad alto y al resto valor "0". La consideración del rango alto del relieve se deberá adaptar a cada caso.

Influencia de las aguas superficiales y costeras

Para identificar las zonas de influencia de las aguas superficiales se crea un buffer alrededor de los usos del suelo identificados como agua (curso de agua, lago o laguna, embalse…) en el mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat empleado como cartografía base. La consideración del tamaño del buffer se deberá adaptar a cada caso.

Para identificar las zonas de influencia de las aguas costeras se utiliza la Línea de deslinde del Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPMT) a escala 1:25.000 disponible en el banco de descargas del Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).

Fuente descarga: https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/costas-medio-marino/deslinde-dpmt.aspx

Se genera una capa única, asignando el valor "1" a las zonas de influencia de las aguas superficiales y costeras dentro dela cuenca visual a la que pertenece la masa de agua, y al resto el valor "0".

Presencia de paisajes relevantes

Para identificar la presencia de paisajes relevantes es preciso disponer de cartografía o información específica correspondiente a cada comunidad autónoma, al no existir dicha información a escala nacional. Se consideran paisajes relevantes aquellos que contengan (CPSS, 2005):

- uno o más hitos o singularidades paisajísticas (naturales o de origen antrópico),
- que constituyan ejemplos representativos de uno o varios tipos de los paisajes de mayor calidad y/o valor,
- que contribuyan de forma decisiva a conformar la identidad del lugar que se encuentre bajo su ámbito de influencia,
- que presenten cualidades sobresalientes en los aspectos perceptivos y estéticos, fruto de su especial interacción entre los componentes naturales y/o antrópicos.

Se asigna el valor "1" a los paisajes relevantes, y al resto valor "0".

Influencia de elementos negativos (parques eólicos, canteras activas, vertederos, carreteras y ferrocarril)

Para identificar las zonas de influencia de elementos negativos se crea un buffer alrededor de los parques eólicos, canteras activas, vertederos, carreteras y ferrocarril identificados utilizando la Base topográfica nacional a escala 1:25.000 (BTN25) disponible en el centro de descargas del Centro Nacional de Información Geográfica del Ministerio de Fomento. La consideración del tamaño del buffer se deberá adaptar a cada caso.

Fuente de descarga: https://www.ign.es/web/ign/portal/cbg-area-cartografia

Las zonas de influencia de los elementos negativos se valoran con un "1" y las zonas de no influencia con "0".

BIBLIOGRAFÍA

Aguilera, F., Rodríguez, V.M., Gómez, M., 2018. Definición de infraestructuras verdes: una propuesta metodológica integrada mediante análisis espacial. Documents d'Anàlisi Geogràfica, 64 (2): 313-33.

Alfaro, F., Wagner, R., 2015. Evaluation of Cultural Ecosystem Aesthetic Value of the State of Nebraska by Mapping Geo-Tagged Photographs from Social Media Data of Panoramio and Flickr. Community and Regional Planning Program: Student Projectsand Theses. 34. http://digitalcommons.unl.edu/arch_crp_theses/34

Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I., Verburg, P.H. 2014. Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. Landscape Ecology 29: 1393-1405.

Casalegno, S., Inger, R., De Silvey, C., Gaston, K.J., 2013. Spatial co-variance between aesthetic value & other ecosystem services. PLOS ONE 8 (6): e68437.

CPSS, 2005. Catálogo Abierto de Paisajes Singulares y Sobresalientes de la CAPV –Anteproyecto– Tomo I. Principios generales para la elaboración del Catálogo. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Gobierno Vasco.

Daniel, T.C., 2001. Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. Landscape and urban planning 54 (1): 267-281.

Daily, G. (ed.), 1997. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island. Washington DC.

De Vries, S., Lankhorst, J.R.K., Buijs, A.E., 2007. Mapping the attractiveness of the Dutch countryside: a GIS-based landscape appreciation model. For Snow Landsc Res 81: 43–58.

Dramstad, W.E., Sundli-Tveit, M., Fjellstad, W.J., Fry, G.L.A., 2006. Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. Landscape and Urban Planning 78 (4): 465-474.

Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., Witt, A., Makeschin, F., 2013. Assessment of landscape aesthetics – validation of a landscape metrics – based assessment by visual estimation of the scenic beauty. Ecological Indicators 32: 222–231.

Gobster, P.H., Nassauer, J.I., Daniel, T.C., Fry, G., 2007.The shared landscape: what does esthetics have to do with ecology? Landsc. Ecol. 22: 959–972.

Hartig, T., Staats, H., 2006. The need for psychological restoration as a determinant of environmental preferences. Journal of Environmental Psychology 26: 215–226.

Hunziker, M., Felber, P., Gehring, K., Buchecker, M., Bauer, N., Kienast, F., 2008. Evaluation of landscape change by different social groups. Results of two empirical studies in Switzerland. Mountain Research and Development 28(2): 140–147.

Jiang, L., Kang, J., Schroth, O., 2015. Prediction of the visual impact of motorways using GIS. Environ. Impact Assess. Rev. 55: 59–73.

Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., de Groot, R., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D., Haines-Young, R., 2009. Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: insights gained from a prototype development for Europe. Environmental Management 44:1099-1120.

Kienast, F., Degenhardt, B., Weilenmann, B., Wäger, Y., Buchecker, M., 2012. GIS-assisted mapping of landscape suitability fornearby recreation. Landsc Urban Plan 105:385–399.

Lamarque, P., Tappeiner, U., Turner, C., Steinbacher, M., Bardgett, R.D., Szukics, U., Schermer, M., Lavorel, S., 2011. Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. Reg. Environ. Change 11: 791–804.

Loidi, J., Ortega, M., Orrantia, O., 2007. Vegetation Science and the implementation of the Habitat Directive in Spain: up-to-now experiences and further development to provide tools for management. Fitosociología 44: 9-16.

Maes, J., Braat, L., Jax, K.,Hutchins, M., Furman, E., Termansen, M., Luque, S., Paracchini, M.S., Chauvin, C., Williams, R., Volk, M., Lautenbach, S., Kopper- oinen, L., Schelhaas, M.J.,Weinert, J., Goossen, M., Dumont, E., Strauch, M., Görg, C., Dormann, C., Katwinkel, M., Zulian, G., Varjopuro, R., Ratamäki, O., Hauck, J., Forsius, M., Hengeveld, G., Perez-Soba, M., Bouraoui, F., Scholz, M., Schulz- Zunkel, C., Lepistö, A., Polishchuk, Y., Bidoglio, G., 2011. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis: phase 1. PEER Report No 3. Partnership for European Environmental Research, Ispra.

BIBLIOGRAFÍA

Maes, J., Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamäki, O., Termansen, M. et al. 2012. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 2. Synthesis report. PEER Report No 4. Ispra: Partnership for European Environmental Research. Se dice que las áreas naturales son más diversas, las áreas protegidas ayudan a tener más diversidad.

Nahuelhual, L., Carmona, A., Lozada, P., Jaramillo, A., Aguayo, M., 2013. Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: an application at the local leven in Southern Chile. Applied Geography 40: 71-82.

Norton, L.R., Inwood, H., Crowe, A., Baker, A., 2012. Trialinga method to quantify the 'cultural services' of the English landscape using Countryside Survey data. Land Use Policy 29 (2): 449-455.

Ode, A., Tveit, M.S., Fry, G., 2008. Capturing Landscape Visual Character Using Indicators: Touching Base with Landscape Aesthetic Theory. Landscape Research 33: 89-117.

Peña, L., Casado-Arzuaga, I, Onaindia, M. 2015. Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. Ecosystem Services 13: 108-118.

Peña, L., Onaindia, M., Fernández de Manuel, B., Ametzaga-Arregi, I., Casado-Arzuaga, I., 2018. Analysing the Synergies and Trade-offs between Ecosystem Services to Reorient Land Use Planning in Metropolitan Bilbao (Northern Spain). Sustainability 10: 4376.

Rocha, S.M., Zulian, G., Maes, L., Thijssen, M., 2015. Mapping and assessment of urban ecosystems and their services; EUR 27706 EN; DOI:10.2788/638737.

Rodríguez-Loinaz, G., Peña, L., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., Onaindia, M., 2018. Identifying green infrastructure as a basis for an incentive mechanism at the municipality level in Biscay (Basque Country). Forests 9: 22.

Santos-Martín, F., Zorrilla-Miras, P., Palomo, I., Montes, C., Benayas, J., Maes, J., 2019. Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. Ecosystem Services 35: 43-51.

Scholte, S.S.K, Daams, M., Farjon, H., Sijtsma, F.J., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H.,2018. Mapping recreation as an ecosystem service: Considering scale, interregional differences and the influence of physical attributes. Landscape and Urban Planning 175: 149-160.

Schulp, C.J.E., Alkemade, R., Goldewijk, K.K., Petz, K., 2012. Mapping ecosystem functions and services in Eastern Europe using global-scale data sets. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 8: 156–168.

Sklenicka, P., Zouhar, J., 2018. Predicting the visual impact of onshore wind farms via landscape indices: A method for objectivizing planning and decision processes. Appl. Energy 209: 445–454.

Tenerelli, P., Puffel, C., Luque, S., 2017. Spatial assessment of aesthetic services in Alpine region: combining visual landscape with Volunteered Geographic Information. Landscape Ecology. DOI 10.1007/s10980-017-0498-7.

Van Oudenhoven, A.P.E., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., de Groot, R.S., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. Ecological Indicators 21: 110–122.

Wherrett, J.R., 2000. Creating landscape preference models using internet survey techniques Landsc. Res. 25 (1): 79-96.

Willemen, L., Verburg, P.H., Hein, L., van Mensvoort, M.E.F., 2008. Spatial characterization of landscape functions. Landscape and Urban Planning 88: 34-43.

Yang, D., Luo, T., Lin, T., Qiu, Q., Luo, Y., 2014. Combining Aesthetic with Ecological Values for Landscape Sustainability. Plos ONE 9.7: 1-8.

21 ACTIVIDADES RECREATIVAS Y ECOTURISMO	RECREO
Indicador	
Índice de recreo	
Justificación de la elección	
Diferentes informes y publicaciones científicas relacionadas con el cartografiado de este servicio a diferentes escalas: europea (Maes et al., 2011a); nacional (Maes et al., 2012a; Santos-Martín et al., 2019); regional (Peña et al., 2015; Rodríguez-Loinaz et al., 2018) y local (Casado-Arzuaga et al., 2014; Rocha et al., 2015; Peña et at., 2018) han utilizado este indicador como proxy. Además, algunos modelos como ESTIMAP (Joyce & Sutton, 2009; Zulian et al., 2013; la Notte et al., 2017; Vallecillo et al., 2019) o ARIES (Martínez-López et al., 2019) utilizan este indicador para cartografiar el servicio potencial de recreo a distintas escalas.	
Descripción	
La posibilidad de realizar actividades recreativas y de ocio al aire libre que ofrecen los distintos ecosistemas depende, tanto de su potencial (características intrínsecas de los ecosistemas), como de su capacidad para el uso recreativo (Adamowicz et al., 2011; Nahuelhual et al., 2013; Casado-Arzuaga et al., 2014; Scholte et al., 2018). Para calcular el servicio de recreo que ofrecen los ecosistemas se consideran: 1. Las características intrínsecas de los ecosistemas, medidas en función de su grado de naturalidad y de protección y en base a la presencia de masas de agua superficiales (ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y embalses) y patrimonio geológico de interés turístico (Geoparques). 2. La capacidad para el recreo, medido en base a la presencia de infraestructuras para el recreo y la accesibilidad a los lugares (Maes et al., 2011a; Paracchini et al., 2014). Se considera que los ecosistemas más naturales son más atractivos desde el punto de vista recreativo (Hartig and Staats, 2006; Willemen et al., 2008; Maes et al., 2011a) porque poseen una mayor biodiversidad (Maes et al., 2012a) y un mayor valor estético, al igual que ocurre con los Espacios Naturales protegidos y Geoparques, declarados atendiendo a sus valores naturales bióticos y abióticos, con una elevada valoración social. Por otra parte, la presencia de masas de agua superficiales (ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y embalses) (Willemen et al., 2008; Norton et al., 2012; Maes et al., 2012a; Frank et al. 2013) y de playas constituye un importante atractivo para el recreo, al permitir el ejercicio de diferentes actividades. Finalmente se considera que una buena accesibilidad general para la población (Willemen et al., 2008; Maes et al., 2011a) y una adecuada red de infraestructuras destinadas al ocio, son precisas para la provisión de una oferta recreativa de interés: infraestructuras artificiales (áreas recreativas, parques ecológicos, parques provinciales, observatorios de aves, centros de interpretación, centros BTT o estaciones de esquí, etc.), y recursos naturales (cuevas, zonas de escalada, puntos de interés ornitológico, etc.).	
Escala de trabajo	
La escala de trabajo dependerá de la cartografía de ecosistemas (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del indicador.	

Información necesaria

- Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat
- Índice de naturalidad de los ecosistemas
- Mapa de Espacios Naturales Protegidos
- Mapa de Red Natura 2000
- Mapa de Áreas Protegidas por instrumentos internacionales
- Mapa de masas de agua superficiales
- Mapa de playas
- Mapa de patrimonio geológico de interés turístico
- Mapa de carreteras
- Mapa de vías verdes y senderos (Gran Recorrido, Pequeño Recorrido, rutas BTT)
- Mapa de caminos naturales y culturales (Camino de Santiago, Camino del Cid…)
- Datos sobre la localización de infraestructuras artificiales (áreas recreativas, parques ecológicos, parques provinciales, observatorios de aves, centros de interpretación, centros BTT, estaciones de esquí, etc.) y recursos naturales (cuevas, zonas de escalada, puntos de interés ornitológico, etc.), Bienes de Interés Cultural e hitos paisajísticos.

Metodología de cálculo

La metodología de cálculo se ha basado en artículos científicos previos (Willemen et al., 2008; Kienast et al., 2009; Maes et al., 2011b, 2012b; Norton et al., 2012; Martínez-Harms and Balvanera, 2012; Schulp et al., 2012; van Oudenhoven et al., 2012; Frank et al., 2013; Nahuelhual et al., 2013; Casado-Arzuaga et al., 2014; Paracchini et al., 2014; van Berkel and Verburg, 2014; Peña et al., 2015; La Notte et al., 2017; Peña et al., 2018; Scholte et al., 2018; Vallecillo et al., 2019).

R= PR + CR

R= Índice de recreo
PR = Potencial para el recreo
PR = N + P + A + G
N = Índice de naturalidad
P = Presencia de áreas protegidas
A = Presencia de masas de agua superficiales (ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y embalses).
G = Patrimonio geológico de interés turístico
CR = Capacidad para el recreo
CR = A + I
AC = Accesibilidad
I = Presencia de infraestructuras artificiales (áreas recreativas, parques ecológicos, parques provinciales, observatorios de aves, centros de interpretación, centros BTT, estaciones de esquí, etc.) y naturales (cuevas, zonas de escalada, puntos de interés ornitológico, etc.), Bienes de Interés Cultural e hitos paisajísticos.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat

Cartografía base para la valoración de ecosistemas en función de los diferentes factores considerados para el cálculo del indicador.

Se propone el empleo del Mapa Forestal de España que se encuentra disponible a escala 1:25.000 (MFE25) para la Comunidad Foral de Navarra, Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Islas Baleares, Región de Murcia, Comunidad de Madrid, La Rioja, Cataluña y Extremadura, y a escala 1:50.000 (MFE50) para Castilla y León, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Andalucía y Canarias. Su actualización es cada 10 años y dispone de una metodología bien desarrollada. La información a considerar es la correspondiente a usos del suelo.

Fuente de información: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx

Si se encuentran disponibles, se propone el empleo de mapas de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat a escala más detallada. En el caso del País Vasco se dispone del mapa de Hábitat EUNIS (European Nature Information System) 1:10.000, en Andalucía el mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía-MUCVA 1:25.000 y en Cataluña el Mapa de Cubiertas del suelo de Cataluña-MSCC 1:5.000, por ejemplo.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Potencial para el recreo (PR)

- Índice de naturalidad de los ecosistemas

  El índice de naturalidad muestra el grado de influencia humana sobre los distintos ecosistemas y lo alejados que están de su vegetación potencial.

  Los datos del índice de naturalidad para cada uso del suelo se obtienen de Loidi et al. (2007), otorgando valores en una escala de 1-7 (7: mayor naturalidad, 1: menor naturalidad).

  En Santos-Martín et al. (2019), los valores del índice de naturalidad otorgados a cada uso del suelo son los siguientes, 0: urbano, industrial y áreas extractivas; 1: áreas verdes urbanas; 2: áreas cultivadas; 3: mosaico agrícola, agroforestal y sistemas salinos; 4: áreas naturales con agroforestal (prados y matorrales de transición); 5: áreas de alto valor ambiental (bosques mixtos, matorrales, pastizales, marismas, etc. Dichos valores muestran una correspondencia directa con los propuestos por Loidi et al. (2007), por lo que la utilización de uno u otro dependerá de la información de usos del suelo disponible.

  Una vez disponible, se asigna el valor del índice de naturalidad a los correspondientes usos de la cartografía base.

- Presencia de áreas protegidas

  Para valorar la presencia de áreas protegidas se utilizan las siguientes cartografías:

  - Mapa de Espacios Naturales Protegidos a escala 1:50.000 disponible en el banco de datos de la naturaleza del Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).
  - Mapa de Red Natura 2000 (LIC + ZEPA) a escala 1:50.000 disponible en el banco de datos de la naturaleza del Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).
  - Mapas de Áreas Protegidas por instrumentos internacionales (Convenio para la protección del medio marino del Atlántico del Nordeste (Convenio OSPAR), Humedales Ramsar, Reservas de la Biosfera (MaB) y Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) a escala 1:50.000 disponible en el banco de datos de la naturaleza del Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).

  A partir de la anterior información se genera una única capa, asignando el valor “2” a los Espacios Naturales Protegidos, el valor “1” a las áreas protegidas por instrumentos internacionales y al resto valor “0”. En aquellas zonas en las que se solapan distintas figuras de protección se asigna mayor valor.

  En caso de disponer de información cartográfica de Espacios Naturales Protegidos a nivel regional o municipal, se incluirán asignándoles el valor de “1”.

- Presencia de masas de agua superficiales

  Para identificar las masas de agua se utiliza el ecosistema identificado como agua (curso de agua, lago o laguna, embalse, etc.) en el mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat empleado como cartografía base.

  Para identificar las playas se utiliza la Cartografía digital de la Guía de playas de España a escala 1:25.000 disponible en el centro de descargas del Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).

  A partir de la anterior información se genera una única capa, asignando el valor “2” a las playas, el valor “1” a las masas de agua y al resto valor “0”. En aquellas zonas en las que se solapan distintas figuras de protección se asigna mayor valor.

- Patrimonio geológico de interés turístico

  Para valorar la presencia de patrimonio geológico de interés turístico se emplea la cartografía de los geoparques en España (Foro español de geoparques (http://geoparques.eu/)

  Los Lugares de Interés Geológico (LIG) son proporcionados por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) a partir del Inventario de Lugares de Interés Geológico (http://info.igme.es/ielig/), Solo se valorarán aquellos LIG que posean un valor turístico o recreativo alto. La consideración del rango alto del valor turístico o recreativo se deberá adaptar a cada caso.

  A partir de la anterior información se genera una única capa, asignando el valor “1” a los geoparques y LIG con valor turístico o recreativo alto, al resto valor “0”.

Análisis de fuentes de información a escala nacional

Capacidad para el recreo (CR)

- Accesibilidad

  Para valorar la accesibilidad se utiliza el mapa de carreteras obtenido a partir la Base topográfica nacional a escala 1:25.000 (BTN25) y la cartografía de senderos (vías verdes, Gran Recorrido (GR), Pequeño Recorrido (PR), rutas BTT/MTB, Camino de Santiago, Camino del Cid, etc.) disponible en el centro de descargas del Centro Nacional de Información Geográfica del Ministerio de Fomento.

  A partir de la anterior información se genera una única capa, asignando el valor "3" a las infraestructuras lineales muy transitadas por vehículos a motor (carreteras, autopistas, etc.) en un buffer de 500 m a ambos, valor "2" en un buffer de 1000 m a ambos lados de las mismas, valor "1" en un buffer de 500 m en el entorno de infraestructuras lineales con uso limitado de vehículos a motor (caminos, sendas y rutas BTT/MTB, vías verdes, etc.); finalmente se asignan "0" al resto del territorio. En aquellas zonas con solapes se asigna el mayor valor. Los buffers propuestos se establecen con carácter orientativo, debiendo asignarse en base a criterio experto.

  Presencia de infraestructuras artificiales (áreas recreativas, parques ecológicos, parques provinciales, observatorios de aves, centros de interpretación, centros BTT, estaciones de esquí, etc.) y naturales (cuevas, zonas de escalada, puntos de interés ornitológico, etc.), Bienes de Interés Cultural, hitos paisajísticos y puntos de observación de aves.

Presencia de infraestructuras artificiales

Para valorar la presencia de infraestructuras artificiales (áreas recreativas, parques ecológicos, parques provinciales, observatorios de aves, centros de interpretación, centros BTT, estaciones de esquí, etc.) y recursos naturales (cuevas, zonas de escalada, puntos de interés ornitológico, etc.), Bienes de Interés Cultural, hitos paisajísticos y puntos de observación de aves se utiliza, cuando se encuentre disponible, la localización espacial (coordenadas geográficas) de dichas infraestructuras.

A partir de la anterior información se genera una única capa, asignando el valor "2" a los buffers de 500m en el entorno de infraestructuras destinadas a actividades recreativas, Bienes de Interés Cultural, hitos paisajísticos y puntos de observación de aves (de Valck et al., 2017) alto y al resto valor "0".

BIBLIOGRAFÍA

Adamowicz, W.L., Naidoo, R., Nelson, E., Polasky, S., Zhang, J., 2011. Nature-based tourism and recreation. In: Kareiva, P., Daily, G., Ricketts, T., Tallis, H., Polasky, S. (eds). Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services. Oxford, Univ Press, New York

Aguilera, F., Rodríguez, V.M., Gómez, M., 2018. Definición de infraestructuras verdes: una propuesta metodológica integrada mediante análisis espacial. Documents d'Anàlisi Geogràfica, 64 (2): 313-33.

Andersson, E., Colding. J., 2014. Understanding how built urban form influences biodiversity. Urban For Urban Green 13(2): 221–226.

Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I., Verburg, P.H. 2014. Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. Landscape Ecology 29: 1393-1405.

De Valck, J., Landuyt, D., Broekx, S., Liekens, I., De Nocker, L., Vranken, L., 2017. Outdoor recreation in various landscapes: Which site characteristics really matter? Land Use Policy 65: 186-197.

European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, 2014. 2nd Report – Final, February 2014.

Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., Witt, A., Makeschin, F., 2013. Assessment of landscape aesthetics – validation of a landscape metrics – based assessment by visual estimation of the scenic beauty. Ecological Indicators 32: 222–231.

Hartig, T., Staats, H., 2006. The need for psychological restoration as a determinant of environmental preferences. Journal of Environmental Psychology 26: 215–226

Joyce, K., Sutton, S., 2009. A method for automatic generation of the Recreation Opportunity Spectrum in New Zealand. Applied Geography 29: 409–418.

Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., de Groot, R., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D., Haines- Young, R., 2009. Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: insights gained from a prototype development for Europe. Environmental Management 44:1099-1120.

La Notte, A., Vallecillo, S., Polce, C., Zulian, G., Maes, J., 2017. Implementing an EU System of Accounting for Ecosystems and Their Services: Initial Proposals for the Implementation of Ecosystem Services Accounts. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

La Rosa, D., Spyra, M., Inostroza, L., 2016. Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review. Ecological Indicators 61: 74-89.

Loidi, J., Ortega, M., Orrantia, O., 2007. Vegetation Science and the implementation of the Habitat Directive in Spain: up-to-now experiences and further development to provide tools for management. Fitosociología 44: 9-16.

Maes, J., Paracchini, M.J., Zulian, G., 2011a. A European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. EUR 24750 EN – 2011.

Maes, J., Braat, L., Jax, K.,Hutchins, M., Furman, E., Termansen, M., Luque, S., Paracchini, M.S., Chauvin, C., Williams, R., Volk, M., Lautenbach, S., Kopper- oinen, L., Schelhaas, M.J.,Weinert, J., 69 Goossen, M., Dumont, E., Strauch, M., Görg, C., Dormann, C., Katwinkel, M., Zulian, G., Varjopuro, R., Ratamäki, O., Hauck, J., Forsius, M., Hengeveld, G., Perez-Soba, M., Bouraoui, F., Scholz, M., Schulz- Zunkel, C., Lepistö, A., Polishchuk, Y., Bidoglio, G., 2011b. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis: phase 1. PEER Report No 3. Partnership for European Environmental Research, Ispra.

Maes, J., Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamäki, O., Termansen, M. et al. 2012a. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 2. Synthesis report. PEER Report No 4. Ispra: Partnership for European Environmental Research. Se dice que las áreas naturales son más diversas, las áreas protegidas ayudan a tener más diversidad.

Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012b. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. Biological Conservation 155: 1–12.

Martínez-Harms, M.J., Balvanera, P., 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: A review. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 8: 17-25.

Martínez-López, J., Bagstad, K.J., Balbi, S., Magrach, A., Voigt, B., Athanasiadis, I., Pascual, M., Willcock, S., Villa, F., 2019. Towards globally customizable ecosystem service models. Science of the Total Environment 650 (2): 2325-2336.

BIBLIOGRAFÍA

Nahuelhual, L., Carmona, A., Lozada, P., Jaramillo, A., Aguayo, M., 2013. Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: an application at the local leven in Southern Chile. Applied Geography 40: 71-82.

Norton, L.R., Inwood, H., Crowe, A., Baker, A., 2012. Trialling a method to quantify the 'cultural services' of the English landscape using Countryside Survey data. Land Use Policy 29: 449-455.

Paracchini, M.L, Zulian, G., Kooperoinen, L., Schägner J.P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez- Soba, M., Scholefield, P.A., Bidoglio, G., 2014. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. Ecological Indicators 45: 371-385.

Peña, L., Casado-Arzuaga, I, Onaindia, M. 2015. Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. Ecosystem Services 13: 108-118.

Peña, L., Onaindia, M., Fernández de Manuel, B., Ametzaga-Arregi, I., Casado-Arzuaga, I., 2018. Analysing the Synergies and Trade-offs between Ecosystem Services to Reorient Land Use Planning in Metropolitan Bilbao (Northern Spain). Sustainability 10: 4376.

Rocha, S.M., Zulian, G., Maes, L., Thijssen, M., 2015. Mapping and assessment of urban ecosystems and their services; EUR 27706 EN; DOI:10.2788/638737.

Rodríguez-Loinaz, G., Peña, L., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., Onaindia, M., 2018. Identifying green infrastructure as a basis for an incentive mechanism at the municipality level in Biscay (Basque Country). Forests 9: 22.

Santos-Martín, F., Zorrilla-Miras, P., Palomo, I., Montes, C., Benayas, J., Maes, J., 2019. Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. Ecosystem Services 35: 43-51.

Scholte, S.S.K, Daams, M., Farjon, H., Sijtsma, F.J., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H.,2018. Mapping recreation as an ecosystem service: Considering scale, interregional differences and the influence of physical attributes. Landscape and Urban Planning 175: 149-160. 70

Schulp, C.J.E., Alkemade, R., Goldewijk, K.K., Petz, K., 2012. Mapping ecosystem functions and services in Eastern Europe using global-scale data sets. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 8: 156–168.

Vallecillo, S., La Notte, A., Zulian, G., Ferrini, S., Maes, J., 2019. Ecosystem services accounts: Valuing the actual flow of nature-based recreation from ecosystems to people. Ecological Modelling 392: 196-211.

Van Berkel, D.B., Verburg, P.H., 2014. Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. Ecological Indicators 37: 163-174.

Van Oudenhoven, A.P.E., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., de Groot, R.S., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. Ecological Indicators 21: 110–122.

Willemen, L., Verburg, P.H., Hein, L., van Mensvoort, M.E.F., 2008. Spatial characterization of landscape functions. Landscape and Urban Planning 88: 34-43.

Wolff, S., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. Ecological Indicators 55: 159–171.

Zulian, G., Paracchini, M.L., Maes, J., Liquete, C., 2013. ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale. EUR 26474 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.

A.1.2 Propuesta metodológica para la valoración de servicios de los ecosistemas. Grupo 2

Tal y como se ha indicado en la introducción, se presentan ahora diversas fuentes de referencia para la selección de metodologías y disposición de resultados para la valoración territorial de los servicios de los ecosistemas correspondientes al Grupo 2.

A SELECCIÓN Y CÁLCULO DE INDICADORES PARA LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

GRUPO 2

APROVISIONAMIENTO

01 Alimentos
02 Agua dulce
03 Materias primas de origen biótico
04 Materias primas de origen geótico
05 Energía renovable
06 Acervo genético
07 Medicinas naturales y principios activos

REGULACIÓN

12 Fertilidad del suelo
13 Regulación de las perturbaciones naturales
14 Control biológico
16 Conocimiento científico
17 Conocimiento ecológico local

CULTURALES

18 Identidad cultural
19 Disfrute espiritual y religioso
22 Educación ambiental

Ecosistemas del Milenio

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España (EME, 2011), promovida por la Fundación Biodiversidad, constituye el primer análisis realizado sobre el estado y las tendencias de los servicios de los ecosistemas terrestres y acuáticos de España y su contribución al bienestar de sus habitantes.

Entre los trabajos desarrollados, el proyecto integra el análisis espacial de los servicios de los ecosistemas, destacando como conclusión el interés de los resultados de los mismos como apoyo en la toma de decisiones para la gestión territorial y la identificación de lugares prioritarios, tanto por el flujo diverso de servicios a la sociedad, como por las prioridades de conservación basadas en especies.

Los trabajos permiten la obtención, transformación y representación cartográfica de información, así como el desarrollo de una serie de análisis estadísticos basados en la correspondencia espacial de la información obtenida, con el fin de detectar posibles relaciones, sinergias y procesos explicativos de las situaciones identificadas, así como de los procesos que las originan y, consecuentemente, el desarrollo de propuestas de gestión y planificación espacial. Atendiendo a la disponibilidad de la información y sus diferentes escalas se optó por utilizar las provincias como unidad espacial y territorial, al tratarse de la unidad de menor extensión con datos espaciales disponibles.

Entre las conclusiones del proyecto se destacan las oportunidades futuras de desarrollo de metodologías para el mapeo de los servicios de los ecosistemas, así como la limitación de los resultados relacionada con la disponibilidad de datos e indicadores para su representación cartográfica que permita un completo análisis y cartografiado de sus relaciones espaciales. El estudio EME abre así una nueva línea de trabajo para la realización de una evaluación más detallada con información cartográfica que ayude a entender y evaluar el estado del capital natural de España para posible mejora de los modelos de gestión territorial.

Puede consultarse la metodología y resultados de los trabajos desarrollados en el siguiente enlace:

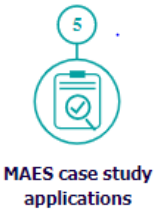
http://www.ecomilenio.es/wp-content/uploads/2012/03/25-Analisis-espacial-web.pdf

Proyecto ESMERALDA

En mayo de 2011 la Comisión Europea comunicó al Parlamento, el Consejo, CES y Comité de las Regiones la Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad hasta 2020, año en el que deberían lograrse los objetivos con miras a 2050. El mapeo y evaluación de los servicios de los ecosistemas es una de las piezas fundamentales para que esta Estrategia sea eficaz, especialmente a la hora de tomar decisiones basadas en criterios científicos (objetivos, racionales y universales). En particular, en el marco del Objetivo 2 (Mantenimiento y restauración de los ecosistemas y sus servicios), la Actuación 5 establece la mejora del conocimiento de los ecosistemas y los servicios de los ecosistemas en la UE[3].

Para dar respuesta a estos requerimientos, el proyecto ESMERALDA (Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking) se desarrolla con el fin de proporcionar una metodología flexible para la evaluación de los servicios de los ecosistemas; dicha metodología se establece a partir de otros proyectos y bases de datos relacionadas con estos y, en particular, MAES, OpenNESS, OPERA, estudios desarrollados a nivel nacional, Programa Ecosistemas del Milenio y TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity).

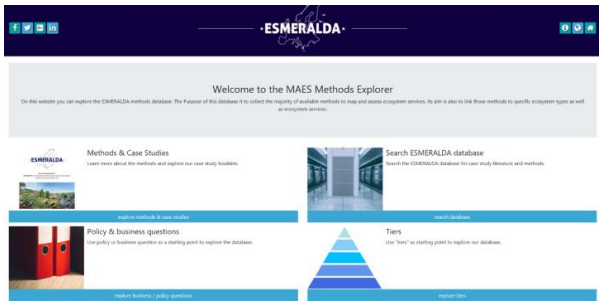
El proyecto proporciona una amplia diversidad de fuentes para el desarrollo de la evaluación de los servicios de los ecosistemas, la toma de decisiones y comunicación con las partes interesadas y, en particular una base de datos de diferentes metodologías aplicadas en Europa. Dicha base de datos puede consultarse en el siguiente enlace:



http://www.esmeralda-project.eu/

Las metodologías recopiladas se clasifican en las siguientes categorías:

- **Sociales.** Incluyen mediciones de preferencias individuales y colectivas que apoyen la operacionalización y el desarrollo del concepto de servicio ecosistémico.
- **Económicas.** Se basan principalmente en medir el valor económico de los servicios de los ecosistemas, incluyendo su variación espacial, y el uso de esta información para apoyar la toma de decisiones y el diseño de políticas.
- **Biofísicas.**



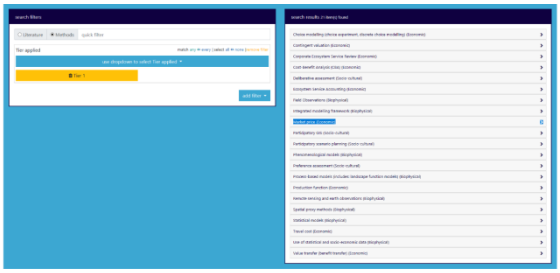
El proyecto categoriza, a su vez, estas metodologías según su complejidad y requerimientos:

- **Nivel 1.** Las metodologías no requieren un conocimiento profundo y análisis de los procesos socioeconómicos o biogeofísicos que se necesitan para su aplicación. El objetivo del mapeo es una visión general de los servicios de los ecosistemas en el espacio.
- **Nivel 2.** Estas metodologías tampoco requieren un conocimiento o análisis de los procesos, pero a diferencia del Nivel 1, desarrollan una aproximación de mayor detalle a los mismos.
- **Nivel 3.** Requieren un conocimiento profundo y análisis de los procesos socioeconómicos o biogeofísicos precisos para su aplicación.

[3] Los Estados miembros, con asistencia de la Comisión, cartografiarán y evaluarán el estado de los ecosistemas y sus servicios en sus respectivos territorios no más tarde de 2014, calcularán el valor económico de dichos servicios y promoverán la integración de ese valor en los sistemas de contabilidad e información a nivel nacional y europeo no más tarde de 2020.

Los niveles 2 y 3 se encuentran sujetos a la disponibilidad de información, tanto en calidad, cantidad, escala y resolución necesarias, como a los recursos técnicos, financieros y humanos que se dispongan. En caso de no encontrarse accesibles, se deberá seleccionar una metodología de Nivel 1. Categorizar cada tipología dentro de un nivel puede resultar complejo, debido a que muchas pueden ampliar su escala según los recursos disponibles. Es posible consultar una primera aproximación en Burkhard y Maes, 2017. https://ab.pensoft.net/book/12837/.

La selección "Tiers" en la página principal de la base de datos permite realizar una búsqueda por los niveles de metodología descritos. En las siguientes imágenes se muestra un ejemplo de metodologías y resultados obtenidos por niveles al aplicar el filtro de búsqueda. En la columna de la derecha aparecen los métodos, junto con una clasificación sobre su naturaleza (social, económica, biofísica). La correspondiente selección despliega una lista con las publicaciones disponibles relacionadas con dicha metodología.



Es posible consultar la relación de los casos de estudio del proyecto ESMERALDA en el siguiente enlace: (http://www.maes-explorer.eu/page/overview_of_esmeralda_case_studies).

Otras fuentes de información y propuestas metodológicas

Operationalisation of Natural Capital and Ecosystem Services (OpennNESS)

Proyecto enfocado, entre otras cuestiones, a presentar casos de estudio a diferentes escalas con el fin de fundamentar teorías y conceptos sobre diferentes proyectos y observaciones que contribuyan al análisis de la infraestructura verde en situaciones concretas, facilitando la toma de decisiones. Los casos de estudio contemplados en la plataforma abordan aspectos clave de la gestión ambiental, como la mejora de la calidad del agua, la preservación de la biodiversidad, el aprovechamiento sostenible de los recursos o el cambio climático.

http://www.openness-project.eu/cases

Ecosystem Science for Policy & Practice

Como en el caso anterior, se trata de una selección de casos de estudio que cubren una amplia gama de servicios de los ecosistemas a múltiples escalas, ámbitos y sistemas de gestión, aportando nuevos conocimientos sobre su análisis a partir de resultados contrastados.

https://operas-project.eu/exemplars)

A.2 Análisis de compromisos y sinergias

La metodología de referencia (AEMA, 2014), contempla entre sus recomendaciones la conveniencia de desarrollar un análisis espacial integral de compromisos y sinergias entre los diferentes servicios de los ecosistemas en especial cuando, junto a los de regulación, se integren en los indicadores considerados servicios de aprovisionamiento y culturales.

Las relaciones que se originan entre los distintos servicios de los ecosistemas pueden ser muy variables. Pueden ser positivas, cuando el fomento de uno o varios servicios favorece el desarrollo de otros y, en conjunto, se generan mayores beneficios que los obtenidos por cada servicio individual (sinergias) o negativas cuando el fomento de un determinado servicio compromete la provisión de otro u otros. De este modo, determinados servicios generan un efecto compensatorio (trade-off) al ofrecer una prestación a costa de la degradación o destrucción de otro servicio ecosistémico. Los trade-offs se suelen ocasionar por antagonismo o incompatibilidades entre servicios de los ecosistemas; por ejemplo, los servicios de regulación de polinización o calidad del agua pueden llegar a degradarse como consecuencia del desarrollo de una agricultura intensiva basada en monocultivos para el suministro de alimento. La propia biodiversidad, en sí misma es proveedora de servicios, se ve a menudo comprometida por la producción de unos pocos servicios de aprovisionamiento.

El análisis básico de las sinergias y los compromisos entre los distintos servicios de los ecosistemas se basa en una comparación estadística de sus valores, estando su existencia determinada, tal y como se ha descrito, por una asociación positiva o negativa, respectivamente. La forma más simple de evaluar dichas asociaciones es mediante un análisis de las correlaciones existentes entre los valores de los diversos indicadores de servicio de los ecosistemas. Para ello se propone la siguiente metodología:

1. Selección al azar, mediante herramientas SIG, de una serie de puntos distribuidos sobre el territorio que serán guardados en una capa SIG específica. Dependiendo del ámbito territorial y la escala, es posible seleccionar la totalidad de las celdas.
2. Mediante herramientas SIG de combinación de capas, asignación de los valores de los diversos indicadores de servicios de los ecosistemas a los puntos seleccionados.
3. Análisis de las correlaciones lineales entre estos valores (por ejemplo con el método de Pearson para variables normales, o el método de Spearman, cuando las variables no sean normales) mediante los paquetes estadísticos más usuales (SPSS, R) [4].

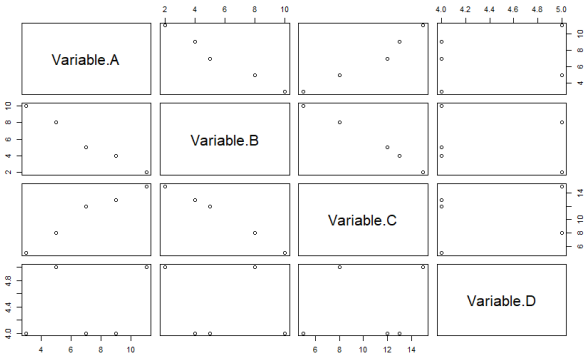
[4] El análisis de las sinergias y los compromisos se puede complementar con una evaluación de la asociación de los distintos servicios o tipos de servicios con distintas variables territoriales. En este caso, se puede llevar a cabo un análisis canónico, en el cual se comparen simultáneamente distintas variables respuesta (los distintos servicios ecosistémicos) y factores explicativos (las variables territoriales). En función de la variabilidad de los datos se elige un método u otro. Cuando el gradiente de valores es limitado (inferior a tres veces la desviación estándar), se pueden utilizar métodos de comparación lineal, como el análisis de la redundancia (RDA). Cuando este gradiente es más extenso debe optarse por análisis no lineales como el análisis de correlaciones canónicas (CCA; Legendre & Gallagher 2001).

La realización de dichos análisis canónicos se puede llevar a cabo utilizando el paquete estadístico CANOCO (www.canoco5.com). El procedimiento de preparación de datos es muy similar al anterior. Primero deben ponerse a punto capas SIG de las variables territoriales que se quieran considerar. Posteriormente, deberá llevarse a cabo una selección al azar, mediante herramientas SIG, de una serie de puntos distribuidos al azar sobre el territorio que serán guardados en una capa SIG específica. Finalmente, mediante herramientas SIG de combinación de capas, deberá realizarse una asignación de los valores de los diversos indicadores de servicio ecosistémico y de las variables territoriales consideradas a los puntos seleccionados. Estos datos deberán adaptarse al formato específico de CANOCO para la realización del análisis. Alternativamente pueden llevarse a cabo dichos análisis utilizando el paquete estadístico R.

A modo de ejemplo, se presenta un caso teórico sencillo de interpretación de posibles resultados. Se parte de una matriz de datos correspondientes a tantas observaciones como píxeles se hayan seleccionado en el paso 2 de la metodología descrita, 5 en el ejemplo propuesto.

ID_Pixel	Variable A	Variable B	Variable C	Variable D
1	3	10	5	4
2	5	8	8	5
3	7	5	12	4
4	9	4	13	4
5	11	2	15	5

En los datos presentados es posible observar a simple vista como, a medida que los valores de la variable A aumentan, los valores de la variable B disminuyen, estando ambas, aparentemente, correlacionados negativamente. Del mismo modo, cuando la variable A aumenta, la variable C también aumenta, por lo que ambas variables parecen estar correlacionadas positivamente. Finalmente, la variable D no parece seguir un patrón concreto respecto del resto. La representación gráfica de las variables dos a dos permite observar dicho comportamiento.



Los resultados estadísticos a partir del análisis en R resultan coherentes con las relaciones observadas; los valores de 1 o -1 implican correlaciones totales positivas o negativas, respectivamente, mientras que valores próximos a cero implican ausencia de correlaciones.

	Variable.A	Variable.B	Variable.C	Variable.D
Variable.A	1,00			
Variable.B	-0,99	1,00		
Variable.C	0,97	-0,99	1,00	
Variable.D	0,29	-0,23	0,13	1,00

En el ejemplo mostrado, el número de observaciones o píxeles del territorio es muy bajo (n=5), no pudiendo asegurarse, por ello, que las correlaciones que se muestran en la tabla sean estadísticamente significativas. Cuando el número muestral es mayor se realiza un test de significación para cada una de las correlaciones, comparando los denominados p-valores, considerando únicamente aquellas estadísticamente significativas..

Así, una vez establecidos los valores de los servicios de los ecosistemas para cada celda, el análisis de correlaciones permitirá valorar la adecuación de considerar unos u otros servicios para la determinación de los ámbitos territoriales a incorporar a la Infraestructura Verde, atendiendo a la posible existencia de sinergias (correlaciones positivas) o trade offs (correlaciones negativas). En este sentido, deberían emplearse únicamente aquellas variables, o en este caso servicios, no correlacionados significativamente, ni positiva ni negativamente, con el fin de evitar problemas de colinealidad entre los mismos.

A.3 Índice para la valoración integrada de los servicios de los ecosistemas

A.3.1 Provisión total de servicios de los ecosistemas

Existen diversas formas de evaluar la capacidad conjunta de provisión de servicios de los ecosistemas de un determinado territorio. La más sencilla es la combinación de los valores de las capas correspondientes a los diferentes servicios de los ecosistemas considerados, generando una cartografía de *provisión acumulada de servicios de los ecosistemas del territorio* mediante herramientas SIG usuales que permitan la estandarización de valores de los índices a valores entre "0" y "1" mediante la fórmula:

$$Y' = \frac{Y - Y_{mín}}{Y_{máx} - Y_{mín}}$$

Donde:

Y' = valor reescalado de la variable

Y = valor de la variable

Ymáx = valor máximo de la variable

Ymín = valor mínimo de la variable

Los valores así calculados para cada celda se suman, obteniendo el valor final del índice para la valoración integrada de los servicios de los ecosistemas.

Siguiendo la metodología de referencia desarrollada por AEMA, una vez establecidos se subdividen los valores de los servicios de los ecosistemas correspondientes a cada celda del territorio en un rango de clases que oscila entre 1-5, cuyos umbrales se establecen en función del conjunto de datos estudiados. Dichos rangos tendrán carácter específico en función de los datos obtenidos y los objetivos y prioridades de gestión, pudiendo aplicarse diferentes criterios para su definición. Esta selección constituye un factor clave a la hora de garantizar la utilidad del resultado para la toma de decisiones.

Una posible opción es el empleo de los umbrales naturales (natural breaks o Jenks); esta clasificación genera un conjunto de categorías que maximiza la varianza entre clases y la minimiza dentro de las mismas. Otra opción posible es la clasificación basada en cuantiles, que implica la agrupación en clases con el mismo número de observaciones.

Con carácter indicativo, se propone la clasificación de los valores de provisión acumulada de los servicios de los ecosistemas del territorio en las siguientes categorías:

- Áreas clave de provisión de servicios de los ecosistemas: valores combinados máximos, capacidad máxima.
- Áreas de provisión limitada de servicios de los ecosistemas: valores combinados medios, capacidad moderada.

SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS	
Áreas clave de provisión de servicios de los ecosistemas	**SE 3**
Áreas de provisión limitada de servicios de los ecosistemas	**SE 2**
Área de provisión baja de servicios de los ecosistemas	**SE 1**

A.3.2. Diversidad de servicios de los ecosistemas (multifuncionalidad)

El mapa de provisión acumulada puede no ser, sin embargo, suficientemente indicativo de la capacidad del territorio para proveer servicios distintos, ya que estos pueden pertenecer a unas pocas tipologías y ser, por ejemplo, todos ellos resultado de una determinada función ecológica e incluso ocultar una cierta redundancia en el cómputo de esta provisión (por ejemplo, el crecimiento de las masas forestales determina la capacidad de fijación de C y de filtración de algunos contaminantes atmosféricos como las partículas en suspensión). En el caso que se cuente con un gran número de indicadores de distintos tipos de servicios (ej., biodiversidad, provisión, regulación, culturales) se puede obtener un indicador de multifuncionalidad correspondiente a la diversidad de los distintos tipos de servicios. Dicho indicador puede obtenerse mediante los siguientes pasos, realizados con herramientas SIG:

- Obtención del valor medio de servicio en cada punto del territorio y para los distintos tipos de servicios, a partir de la media de los indicadores no estandarizados (sumando los valores de los indicadores y dividiendo por su número).
- Cálculo del índice de diversidad de Shannon mediante la fórmula $H=-\sum m_i.Log_2 m_i$, donde m_i es el valor medio de cada tipología de servicios en cada píxel.

B VALORACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DEL TERRITORIO

B.1 Valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada

La Estrategia de la UE sobre la conservación de la biodiversidad hasta 2020 contempla entre sus metas detener la pérdida de biodiversidad y la degradación de los servicios de los ecosistemas en la UE y restaurarlos en la medida en que sea viable mediante la creación de una Infraestructura Verde, reconociendo así el papel prioritario de ésta en la conservación y el mantenimiento de la biodiversidad.

Por su parte, entre los objetivos para la Infraestructura Verde en Europa identificados por el grupo de trabajo de la Comisión para la redacción de la Estrategia Europea de Infraestructura Verde se incluye la mejora, conservación y restauración de la biodiversidad, incrementando la conectividad espacial y funcional entre las áreas naturales y semi-naturales, mejorando la permeabilidad del paisaje y mitigando los efectos de la fragmentación de los tipos de hábitat. Así, la conservación de la biodiversidad se contempla como un elemento clave en el desarrollo de una Infraestructura Verde eficaz y coherente en el cumplimento de los objetivos para los que se diseña.

Con el fin de integrar la biodiversidad en el contexto de la valoración del territorio para la identificación de la Infraestructura Verde se ha seleccionado, tras el análisis de diferentes alternativas, la metodología desarrollada en Díaz *et al.* (2020) para la cartografía del valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada que alberga el territorio.

Este indicador, relacionado con la presencia de especies amenazadas en un determinado elemento espacial, permite establecer una aproximación a su valor para la conservación relacionado con tres aspectos fundamentales: el grado de amenaza, entendiendo que la presencia de especies más amenazadas implica un mayor valor de conservación del territorio en las que están presentes; el papel funcional de cada especie, asociando un mayor valor de conservación a la presencia en el mismo de especies clave o ingenieras de ecosistemas; y, finalmente, la disponibilidad de información sobre la especie, incrementando el valor del indicador su mejor conocimiento.

A partir de la selección de adecuados listados de especies, la metodología es aplicable a cualquier ámbito territorial, variando su precisión según el nivel regional de detalle en los conocimientos sobre distribución geográfica, grado de amenaza y biología de las especies consideradas.

B.1.A. Selección de las especies de estudio

Para el cálculo del indicador a escala estatal, se consideran las especies incluidas en los Anexos II, IV y V de la Directiva Hábitat, expuestas a algún grado de amenaza a escala europea, y las especies incluidas en los anexos de la Directiva Aves[5], así como las incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas, RD 139/2011, (en adelante LESRPE-CEEA). Las especies no incluidas en las Directivas europeas, pero las especies incluidas en el LESRPE o CEEA cuya distribución no sea exclusiva del territorio nacional, no se contemplan en el estudio.

Si la valoración se realiza a nivel autonómico, se excluyen las especies que no estén presentes en la correspondiente comunidad autónoma y se añaden aquellas que, sin estar incluidas explícitamente en los anexos de las directivas europeas, son endémicas en dicho territorio y se encuentran catalogadas regionalmente como “en peligro” o “peligro crítico”, categorías consideradas de especial relevancia por contemplar criterios relacionados con el riesgo de extinción de especies y su repercusión directa sobre la pérdida de biodiversidad.

[5] La metodología de referencia (AEMA, 2015) establece el análisis de biodiversidad a partir de la información disponible a grandes mamíferos, por tratarse de uno de los grupos mejor conocidos. Entre las recomendaciones finales se contempla la integración de información correspondiente a otras especies clave y grupos funcionales.

B.1.B Asignación de valores a las variables

Las variables a considerar para el cálculo del indicador y los valores atribuibles a dichos parámetros son los siguientes.

Grado de amenaza

Se emplean las categorías de la UICN a nivel nacional (EW: extinta en la naturaleza; CR: amenazada en estado crítico; EN: en peligro; VU: vulnerable; NT: Casi amenazada; LC: preocupación menor; y DD: sin datos). Los valores oscilan entre 7 (EW) y 1 (DD).

Si la evaluación se realiza a nivel autonómico, se consideran las categorías regionales de amenaza; a las especies protegidas por las Directivas Europeas que no se encuentren amenazadas en el correspondiente territorio se les asignan las categorías NT si son raras a escala europea, o LC si son abundantes o sus poblaciones tienen una tendencia positiva.

Papel ecosistémico

Esta información se obtiene o deduce a partir de la revisión de la bibliografía disponible sobre la biología de cada especie. Se consideran las siguientes categorías:

- Especies ingenieras (valor de la variable: 3): Aquellas cuya dinámica afecta a los flujos de materia y energía del ecosistema. El resto de organismos dependen ellas. Por ejemplo, especies forestales en bosques monoespecíficos.
- Especies clave (valor de la variable: 2): Especies de depredadores o herbívoros que determinan la diversidad y abundancia de otras especies por su influencia en las redes tróficas. También se incluyen los dispersantes de semillas y las especies facilitadoras para el reclutamiento de las especies dominantes en el sistema. Este hecho les otorga un papel en los sistemas naturales especialmente relevante, más allá de su abundancia, con lo que su seguimiento puede proporcionar información clave sobre dichos sistemas.
- Resto de especies (valor de la variable: 1).

Disponibilidad y calidad de la información

Atendiendo a la información bibliográfica disponible para cada especie, se establecen cuatro categorías:

- Seguimientos periódicos y detallados (valor de la variable: 4). Programas de seguimiento de especies consideradas emblemáticas por su especial fragilidad o grado de amenaza, o la facilidad relativa de su detección, en los que se determina el tamaño total de la población y de su área de distribución y se obtienen estimas globales de los parámetros demográficos que permiten pronosticar su evolución futura (natalidad, mortalidad y movimientos).
- Censos totales periódicos (valor de la variable: 3). Estimas o censos periódicos y estandarizados del tamaño total de la población, en toda su área de distribución conocida o en una muestra extrapolable al total del área. En el primer apartado se contemplan, por ejemplo, los censos periódicos de plantas amenazadas de distribución muy restringida o de aves escasas o fáciles de censar (véase www.seo.org), y en el segundo el seguimiento de aves comunes reproductoras –Programa SACRE – de SEO/BirdLife o el Inventario Forestal Nacional.
- Estimas totales periódicas (valor de la variable: 2). Informes sobre el estado de conservación de tipos de hábitat o taxones realizados con una metodología uniforme pero no estandarizada en toda el área de distribución.
- Revisión de trabajos parciales (valor de la variable: 1). Atlas y Libros Rojos de especies de distribución amplia y con dificultades metodológicas para su censo (por ejemplo, anfibios y reptiles).

B.1.C. Valor del índice y representación espacial a partir del área de distribución

El valor del índice para cada especie se calcula como la suma de los valores de las anteriores tres variables. Para su representación cartográfica se precisa conocer su área distribución, disponible en diversas fuentes, por ejemplo, catálogos autonómicos, atlas y libros rojos, etc.

Establecida la distribución, se calcula el sumatorio de los índices de todas las especies presentes en cada unidad geográfica (polígono en formato vectorial o píxel en formato ráster).

Para los casos en los que la resolución de las distribuciones sea pequeña (por ejemplo, cuadrículas UTM de 10 km x 10 km), con el fin de reescalar y disponer de mayor detalle se propone el uso de la cartografía general aplicada para el cálculo de parámetros e indicadores propuestos en la presente guía (máscara cartográfica vectorial o ráster), con el fin de diferenciar entre tipos de hábitat dentro de las cuadrículas. A cada especie presente en la cuadrícula se le asigna uno o varios de los tipos de hábitat o rangos altitudinales presentes en la misma, trasladando dicha información a una mayor resolución, por ejemplo 1 km X 1 km o menor, en función de la resolución de la cartografía disponible.

Se dispone así del valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada en cada unidad geográfica, obtenido como la suma de los índices de cada especie presente en la misma que, a su vez, provienen de la adición de valores de las tres variables anteriormente descritas.

B.2 Determinación de áreas clave para la conservación de la biodiversidad

A partir de los resultados obtenidos tras la aplicación de la anterior metodología se establecerán los intervalos de valores del indicador que permitan identificar las áreas clave para la conservación de la biodiversidad.

Como en el caso del análisis correspondiente a la provisión de servicios de los ecosistemas, la calibración y asignación final de rangos dependerá de la distribución de los valores obtenidos y de los objetivos de gestión de las administraciones responsables. Tendrán así carácter específico, atendiendo a las prioridades que se establezcan, pudiendo aplicarse diferentes criterios para su definición, como los umbrales naturales (natural breaks o Jenks) o la clasificación en cuantiles.

BIODIVERSIDAD (B)	
Áreas clave para la conservación de la biodiversidad	**B3**
Áreas importantes para la conservación de la biodiversidad	**B2**
Resto del territorio	**B1**

C APROXIMACIÓN A LA VALORACIÓN DE LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA

La conectividad ecológica está ampliamente reconocida como un elemento crucial para la conservación de la biodiversidad y mantenimiento de servicios de los ecosistemas, por cuanto la destrucción y fragmentación de los tipos de hábitat pueden favorecer el aislamiento de especies de fauna y flora, perjudicando, e incluso llegando a impedir el intercambio genético entre diferentes núcleos poblacionales o el acceso a ciertos recursos. Por otra parte, constituye un elemento clave para minimizar los efectos del cambio climático o posibles cambios del paisaje, al permitir a las especies modificar su distribución espacial adaptándose a un ambiente cambiante. La conectividad se entiende como el grado en el que el territorio facilita el movimiento de las especies (individuos y genes) entre teselas de tipos de hábitat (Taylor et al., 1993).

La presente metodología constituye una aproximación al estudio de conectividad funcional de diversas especies de la Península Ibérica y archipiélagos. Se propone el cálculo de un índice que estime la importancia para la conectividad ecológica de cada porción del territorio estudiado. Este índice podrá determinarse, bien individualmente para cada especie, bien para grupos taxonómicos o para la totalidad de especies estudiadas. Para ello se identificará la red de corredores entre las áreas de distribución de las diferentes especies de interés que se seleccionen (apartado B.1.A), estableciendo un valor que representa la intensidad de flujo o probabilidad de paso de las diferentes especies en cada punto del área de estudio. La superposición de dichos valores para todas las especies estudiadas proporcionará un valor aproximado de la importancia de cada porción del territorio para el mantenimiento de la conectividad ecológica global. Los resultados pueden aportar información cuantitativa muy valiosa para orientar medidas de gestión y conservación de los tipos de hábitat.

La metodología propuesta tiene en cuenta (por medio de superficies de resistencia) la diferente percepción por parte de cada especie de la heterogeneidad del paisaje, permitiendo un estudio funcional de la conectividad. El análisis se basa en el ampliamente aceptado y utilizado enfoque de caminos de mínimo coste (Adriaensen et al., 2003; Cushman et al., 2009).

C.1 Evaluación de especies y agrupación por ecoperfiles

C.1.A Selección inicial de especies objeto de estudio y área distribución

Se partirá del listado de especies amenazadas o de alto interés seleccionadas en el apartado B.1.A. Con el fin de evaluar el estado la conectividad funcional de un paisaje, se hace necesario estudiar cada especie por separado. Esto es así debido a la distinta distribución, capacidad de dispersión y respuesta a la heterogeneidad del territorio de cada especie.

Como punto de origen y destino de los movimientos de dispersión se tomarán los núcleos (o nodos) de distribución de cada especie, anteriormente establecidos en el bloque B.1.C, áreas clave para la conservación de la biodiversidad. Esta información se asocia a una malla de 1x1 km, por lo que para algunas especies el número de presencias, sobre todo si el estudio es a escala nacional, puede ser muy elevado y complicar su procesado debido a los altos tiempos de computación y memoria necesarios. Para evitar este problema, se aconseja que el número de nodos sea siempre menor a 2.000. Para especies de amplia distribución, en las que el número de núcleos poblacionales supera ampliamente este umbral se debe simplificar su distribución, descartando aquellos nodos que estén demasiado próximos. Para ello, se remuestrea con mallas de creciente tamaño, de tal manera que sólo quede un nodo en cada celda, hasta que su número sea cercano o inferior a 2000. El nodo seleccionado en cada celda de la malla se hará de manera aleatoria.

Se recomienda valorar previamente la inclusión de cada una de las especies seleccionadas en los análisis de conectividad para evitar especies que no vayan a aportar información significativa debido a cuestiones propias de su biología o distribución. El estudio de estas especies podría incrementar sensiblemente los tiempos de procesado sin aportar información relevante para la conectividad funcional de los ecosistemas a la escala de trabajo considerada. Es el caso de especies con tan solo un núcleo de población, o, por el

contrario, aquellas ampliamente distribuidas por toda el área de estudio en poblaciones totalmente conectadas. Así mismo, especies con capacidades de dispersión muy reducidas en comparación con la separación de sus núcleos no presentarán ninguna conexión funcional.

C.1.B Asignación de capacidad de dispersión para especies y grupos de especies y definición del área de estudio

Cada especie tiene distintas capacidades de dispersión. Por ello a cada una de ellas se le asignará una distancia aproximada máxima de dispersión. Estas distancias se seleccionarán en un amplio rango de distancias, desde 1 km para especies con baja capacidad de dispersión hasta 500 km para grandes dispersantes. La asignación de distancias máximas a cada especie es aproximada y se obtendrá a partir de bibliografía o criterio experto y determinarán el área de estudio, así como el umbral para considerar viable cada conexión entre núcleos. Así, para reducir la carga computacional, se calculará para cada especie una zona borde, o buffer, alrededor de cada núcleo de población, con un radio igual a esta distancia máxima, definiendo de esta manera el área de estudio de cada especie. De igual manera, en el estudio de conexiones entre los núcleos de población sólo se considerarán aquellos cuya distancia esté por debajo del umbral dado por la distancia máxima, para reflejar las capacidades dispersivas específicas de cada especie. Este rango de distancias viene limitado inferiormente (1 km) por la resolución espacial del estudio. El rango superior (500 km) se ha seleccionado, considerando que la probabilidad de movimientos por encima de esta distancia es altamente improbable para la mayoría de especies (Saura et al., 2018, 2017). Adicionalmente, las distintas especies consideradas se agruparán por ecoperfiles o grupos funcionales con similares requisitos de hábitat para su dispersión. Estos grupos pretenden abarcar toda la variedad de tipos de hábitat y potenciales respuestas a la heterogeneidad del paisaje (resistencia del paisaje).

De esta manera, para la definición del área de estudio en un ámbito concreto, como puede ser una comunidad autónoma, se proponen las siguientes alternativas.

a. Selección de un buffer en el entorno de los núcleos poblacionales de las especies

Adopción de la distancia máxima de dispersión en el entorno de los núcleos poblacionales de las especies consideradas. A modo de ejemplo, si una especie con una distancia de dispersión máxima de 100 km se encuentra en una comunidad autónoma, se establecerá un buffer de radio 100 km alrededor de sus núcleos poblacionales dentro de dicho territorio, considerando así todos los núcleos incluidos en la comunidad autónoma y los directamente alcanzables fuera de esta. Se aplicará este procedimiento a la totalidad de las especies consideradas para, finalmente, obtener el área total de estudio como superposición de estas zonas buffer.

b. Selección de un buffer general para todas las especies entorno al área de estudio

Una alternativa más simple consiste en la definición de una zona buffer general para todas las especies entorno al ámbito de estudio, por ejemplo una comunidad autónoma. En este caso se genera un área de estudio mayor, pero más sencilla de calcular.

El radio propuesto es el correspondiente a la mayor distancia de dispersión de todas las especies consideradas. Así, si a la especie con mayor capacidad de movimiento de las estudiadas le corresponde una distancia máxima de dispersión de 100 km, se establecería un buffer alrededor del territorio de la comunidad autónoma de esa distancia, constituyendo el área de estudio para todas las especies.

Esta distancia puede llegar a ser muy elevada, por lo que, desde el punto de vista de la gestión puede ser conveniente su reducción. Como distancia mínima para el buffer, se sugiere el uso de la *distancia mediana de dispersión* de la especie con mayor capacidad de movimiento. La *distancia mediana de dispersión* es aquella que, cuando una especie se quiere dispersar, el 50% de las veces lo hará a distancias iguales o mayores, y el otro 50% no llegará a esas distancias. Esta *distancia mediana* se puede obtener a partir de bibliografía, de criterio experto, o de una función exponencial negativa. Siguiendo con el ejemplo de la especie con mayor capacidad de dispersión (distancia máxima d = 100 km), a esta distancia se le asigna una

probabilidad de dispersión directa (p) de 0,03 en la función exponencial negativa $p = e^{kd}$, y se despeja el valor constante k. Una vez conocido este valor k, se puede calcular la distancia d correspondiente a una probabilidad de dispersión directa de p=0,5, resultando la distancia mediana de dispersión.

Usando como radio mínimo del buffer alrededor del área de estudio la *distancia mediana*, y como máximo la *distancia máxima*, se dispone de un rango para la selección del área de trabajo a establecer en función de los objetivos y prioridades que se determinen.

C.2 Definición de superficies de resistencia

Para cada ecoperfil establecido se calculará una superficie de resistencia que caracteriza la heterogeneidad y permeabilidad del paisaje. Esta resistencia representa el coste energético, mortalidad o dificultad de atravesar cada celda del paisaje en respuesta a las diferentes características consideradas.

Se partirá de la misma información cartográfica que la utilizada en la diferenciación de tipos de hábitat para la valoración de la biodiversidad del territorio (bloque B.1.C). Los valores de resistencia serán determinados por separado para cada ecoperfil o grupo de especies, asignando valores de resistencia inferiores a los tipos de uso de suelo que favorecen o permiten en mayor medida el movimiento de las especies de este grupo. Así mismo este valor irá incrementando para cubiertas y usos de suelo menos permeables a su movimiento. La asignación de valores de resistencia para cada ecoperfil se establecerá a partir de la bibliografía o criterio experto. Como resultado se obtiene una superficie de 1 km de resolución que estima la diferencia de costes de paso a través de cada clase de cubierta y uso del territorio.

C.3 Caracterización de corredores ecológicos para cada especie

La caracterización de corredores o rutas preferentes para el movimiento de cada especie se realizará mediante el cálculo de densidades de caminos de mínimo coste entre sus puntos de distribución, establecido a partir de la información de la capa de resistencia descrita en el anterior apartado.

Se propone la aplicación de uno de los enfoques más utilizados y aceptados en el análisis de conectividad, el basado en los caminos de mínimo coste (Adriaensen et al., 2003; Cushman et al., 2009; Dondina et al., 2018; Mateo Sánchez et al., 2015, 2014). Estos caminos son aquellos con un coste acumulado (suma de los valores de resistencia de las celdas que atraviesa) menor que cualquier otro camino que conecte cada par de núcleos de distribución de las especies. Es decir, serán las rutas óptimas en términos de resistencia y longitud para el movimiento de las especies.

Se determinarán los caminos de mínimo coste entre todos los pares de núcleos poblacionales, y se calculará el número de caminos que pasa por cada píxel del área de estudio. Posteriormente, este resultado se debe suavizar teniendo en cuenta los resultados de las celdas adyacentes. Así se obtendrán franjas con una resistencia acumulada baja o corredores, representando el correspondiente valor de cada una de sus celdas su importancia para la red de conectividad.

El cálculo de estos caminos acumulados representa de manera adecuada la eficacia conectora, al considerar la distribución espacial de los nodos y priorizar las conexiones que afectan a más núcleos. Cuando una franja conecta muchos núcleos de población, ésta será más transitada, y se acumularán más caminos de mínimo coste, proporcionando mayores valores de densidad y, por tanto, de importancia conectora.

A pesar de la alta aceptación del enfoque de los caminos de mínimo coste, éste presenta algunas limitaciones. Por una parte, no tiene en cuenta el ancho de los corredores ni los alrededores de este, cuando es sabido que franjas conectoras anchas, o rodeadas de paisaje permeable, favorecerán la movilidad de las especies en mayor medida que corredores estrechos rodeados de paisaje inhóspito. Además, como se indica en el informe de AEMA, 2014, las recomendaciones de conservación no deben basarse en líneas conectoras de un solo píxel. En la metodología propuesta se pretenden suavizar estas limitaciones por medio del cálculo de la densidad. En el caso de franjas anchas de alta permeabilidad se acumularán diversas rutas óptimas de mínimo coste, aumentando la densidad de caminos y, por tanto, la importancia de la

franja. En el caso contrario de corredores estrechos solo habrá un único camino óptimo, y su importancia decrecerá.

Para el cálculo de caminos acumulados en cada píxel se propone el empleo del programa UNIversal CORridor network simulator (UNICOR) (Landguth et al., 2012), software de uso libre especialmente diseñado para gestores del territorio e investigadores para identificar corredores ecológicos y zonas vulnerables para la conectividad. Este programa permite la matización de los resultados por medio de una función de densidad.

C.4 Solapamiento de la información con índices para cada especie

Los valores para cada especie de densidad de caminos de mínimo coste o importancia para la conectividad (calculados en el anterior apartado C.3) se pueden combinar para obtener indicadores globales de conectividad. Para ello, los resultados individuales para cada especie se deben normalizar en una escala de 1 a 100, resultando una capa con el porcentaje de caminos de mínimo coste que pasa por cada píxel respecto al máximo número de caminos observados en un solo píxel. El resultado es una superficie con valores para cada píxel del área de estudio que indican el grado de conectividad global que ofrece para el conjunto de especies considerado.

C.5 Resultados esperados

Los resultados del análisis proporcionarán información espacialmente explícita y cuantitativa sobre la red de corredores entre las poblaciones de las especies estudiadas. La combinación de los resultados de las distintas especies permite graduar el valor de cada celda para el mantenimiento de la conectividad ecológica global, facilitando así la identificación y priorización de áreas importantes sobre las que enfocar de manera prevalente las medidas de conservación o restauración.

Además, esta metodología permite diferentes combinaciones de la información según los objetivos. Por ejemplo, se puede obtener el índice de conectividad desde el nivel de especie, de ecoperfil (o cualquier otra selección de especies), o para la totalidad de taxones seleccionados en el área de estudio.

Por otro lado, los valores de resistencia para cada ecoperfil de especies, informa sobre los tipos de uso de suelo más y menos permeables. Además, la superficie de resistencia puede ayudar identificar zonas de alta resistencia, que podrían ser objeto de posibles medidas de restauración.

Los resultados individuales obtenidos en el anterior apartado (densidades de caminos de mínimo coste) se normalizarán y combinarán, proporcionando un índice global de conectividad para todas las especies consideradas que permita establecer la prioridad de cada elemento del territorio para el mantenimiento de la conectividad global.

Como en los casos anteriores (servicios de los ecosistemas y valoración de la biodiversidad del territorio), se establecerán intervalos para la categorización de los datos obtenidos, atendiendo a objetivos y prioridades de gestión, que permitirá clasificar la totalidad del territorio, atendiendo a su contribución a la conectividad ecológica global.

Se recomienda la comprobación en campo de los resultados obtenidos del análisis, con el fin de garantizar su calidad e identificar posibles problemas de fragmentación no evidenciados tras aplicar la metodología, con el objetivo, entre otros, de dirigir sobre los mismos las iniciativas prioritarias de restauración que se emprendan.

CONECTIVIDAD (Ce)	
Áreas prioritarias para la conectividad ecológica	**Ce3**
Áreas importantes para la conectividad ecológica	**Ce2**
Resto del territorio	**Ce1**

D VALORACIÓN TERRITORIAL PARA LA IDENTIFICACIÓN DE LA IV

D.1 Identificación y categorización de elementos territoriales a incorporar a la IV

A partir de los resultados de los anteriores procesos y de los datos obtenidos (servicios de los ecosistemas, valor ponderado de la biodiversidad amenazada y conectividad ecológica), se presenta ahora una propuesta para su integración con el fin de determinar una red de elementos territoriales a incorporar a la Infraestructura Verde. Como resultado de los anteriores procesos se dispondrá de un conjunto de valores para cada celda del territorio que caracterizarán el potencial de los correspondientes ecosistemas para ofrecer diferentes servicios, así como su contribución a la conservación de la biodiversidad y la conectividad ecológica. Complementariamente, se establecerán criterios para la clasificación y normalización de los resultados obtenidos con el fin de permitir su comparación e integración. Se asignará un valor final ponderado a cada tesela.

En primer lugar se integrarán los datos espaciales correspondientes a las áreas clave para la conservación de la biodiversidad amenazada y los valores de conectividad obtenidos. A modo de ejemplo, y siguiendo la metodología y criterios de AEMA, se propone la siguiente clasificación. Cuando en una celda se superponen dos valores, prevalece el nivel más alto (BCe 1/BCe 2).

		CONECTIVIDAD ECOLÓGICA (Ce)		
		Ce 3	Ce2	Ce1
BIODIVERSIDAD (B)	B3	BCe 3	BCe 3	BCe 3
	B2	BCe 3	BCe 2	BCe 2
	B1	BCe 3	BCe 2	BCe1

En una segunda etapa, se combinan los valores obtenidos en el anterior proceso con los datos correspondientes al Índice para la valoración integrada de los servicios de los ecosistemas. Siguiendo criterios similares a los anteriores (prevalencia del nivel más alto por celda), se clasifica el territorio en dos categorías IV C, IV R.

		BIODIVERSIDAD (B)/CONECTIVIDAD (C)		
		BCe 3	BCe 2	BCe 1
SERVICIOS ECOSISTEMICOS (SE)	SE 3	IV C	IV C	IV C
	SE2	IV C	IV R	IV R
	SE1	IV C	IV R	

Dichas categorías se corresponden con los siguientes niveles:

- Nivel 1 (IV C): Infraestructura Verde para conservación. Ámbitos que proporcionan funciones ecológicas clave, tanto para la vida silvestre como para el bienestar humano, y en los que la conservación resulta prioritaria con el fin de mantener la conectividad de los tipos de hábitat naturales y semi-naturales.
- Nivel 2 (IV R): Infraestructura Verde para restauración. Ámbitos que todavía proporcionan funciones ecológicas importantes, pero su capacidad podría mejorarse con algún tipo de restauración.

D.2 Recomendaciones para la integración y coherencia territorial de la IV

A modo de conclusión, y con el fin de garantizar la coherencia en la selección de los elementos a integrar en la Infraestructura Verde entre territorios limítrofes correspondientes a diferentes ámbitos administrativos, se proporcionan, con carácter de recomendaciones generales, las siguientes orientaciones.

- Criterios de selección de categorías para la integración de ámbitos territoriales en la Infraestructura Verde que contemplen objetivos y prioridades comunes con espacios limítrofes.
- Desarrollo cartográfico a partir de la mejor información disponible y máximo nivel de detalle de las fuentes, y empleo de una cartografía base con una clasificación de usos coherente y homogénea respecto a territorios limítrofes. Resultados cartográficos que permitan la representación espacial con similar precisión.
- Selección de ámbitos territoriales prioritarios para la determinación de la infraestructura verde, bien sea a través de modelos basados en la clasificación del territorio atendiendo a su funcionalidad relacionada con la conservación de la biodiversidad, bien a partir de la provisión de servicios de los ecosistemas y la presencia de áreas clave para la conservación de las especies silvestres y la conectividad ecológica.
- Valoración de la biodiversidad del territorio, contemplando la mejor información disponible sobre las especies. Se recomienda el análisis preferente de especies amenazadas a diferentes escalas en cada área de estudio, atendiendo a la mayor disponibilidad de información y considerando su importancia ecológica (papel ecosistémico).
- En relación con el punto anterior, desarrollo de análisis de conectividad a partir de selección de tipos de hábitat, especies y grupos de especies representativos para las que exista suficiente información, en particular, la relacionada con su distribución y capacidad de dispersión. El análisis de conectividad debe contemplar territorios limítrofes y corredores de ámbito suprarregional.
- Finalmente, definición de una Infraestructura Verde organizada, conforme a las orientaciones contempladas en la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la conectividad y la restauración ecológicas, en dos niveles, que deberán seguir políticas de gestión y actuación diferentes:

    a) Zonas de Infraestructura Verde para conservación ('C'), que comprende las áreas que proporcionan funciones ecológicas clave, tanto para la fauna como para el bienestar humano. Se debe priorizar la conservación a fin de mantener la conectividad de los tipos de hábitat naturales y semi-naturales.

    b) Zonas de Infraestructura Verde para la restauración ('R'), que comprende los espacios que todavía proporcionan funciones ecológicas importantes, pero su capacidad podría mejorarse con algún tipo de restauración. La mejora e inclusión de estos elementos a las zonas de Infraestructura Verde para la conservación 'C' aumentaría la resiliencia ecológica y social de toda la red.

ANEXOS

ANEXO I. ANÁLISIS DE EXPERIENCIAS DE IDENTIFICACIÓN DE IV

I.1 ANTECEDENTES DE MODELOS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE LA IV

Con el fin de buscar soluciones a los problemas relacionados con la pérdida de biodiversidad y garantizar el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano, la infraestructura verde se está implementando como modelo de planificación territorial en el contexto internacional, así como en diversos países europeos. En los siguientes apartados se presenta de manera sintética los principales aspectos contemplados en las correspondientes metodologías.

I.1.1 Modelos de Infraestructura Verde de ámbito supranacional

ANÁLISIS ESPACIAL PARA LA INFRAESTRUCTURA VERDE EN EUROPA (AEMA)[6]

El análisis se aborda a partir de una primera selección de servicios proporcionados por los ecosistemas y, de manera paralela, de la identificación de los servicios generados por los tipos de hábitat con un alto grado de biodiversidad.

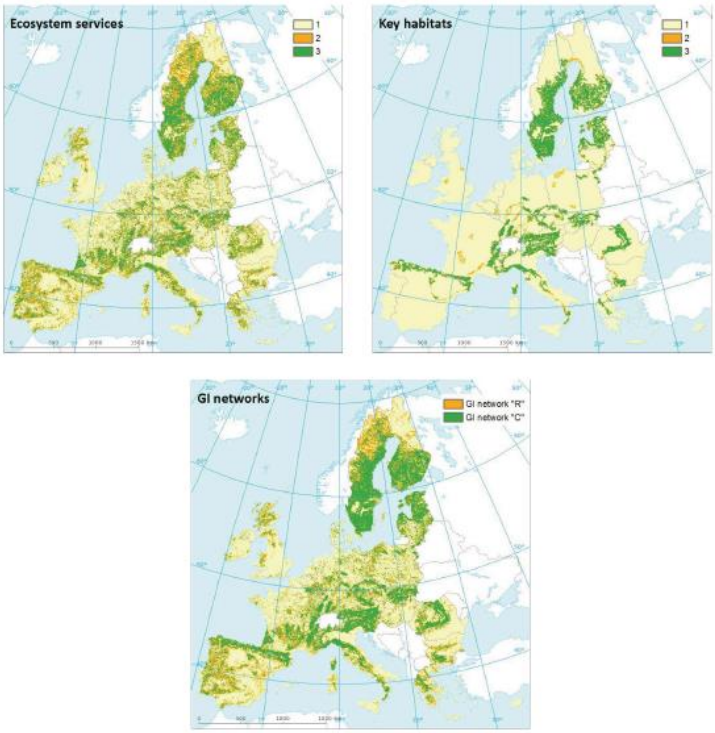
Para la selección de servicios de los ecosistemas se contempla, en particular, la disponibilidad de indicadores aptos para su valoración, previo análisis de la bibliografía científica especializada en cada ámbito. Los servicios seleccionados, todos ellos de regulación y mantenimiento, son los siguientes: regulación de la calidad del aire a partir de la filtración de contaminantes por la vegetación, protección frente a la erosión, regulación de los flujos de agua, infiltración de agua en el suelo, protección de las costas, polinización, mantenimiento de la calidad y la estructura del suelo, depuración de aguas y secuestro y almacenamiento de carbono.

Los indicadores seleccionados se representan cartográficamente teniendo en cuenta la agregación al tamaño de celda de 1km, la alineación, la proyección al sistema de referencia espacial EPSG 3035 (ETRS89/ETRS-LAEA para representación y análisis estadístico paneuropeo), la identificación y reclasificación de valores nulos (capacidad cero) y la falta de datos (sin cobertura).

Una vez representados los servicios de los ecosistemas, las unidades biofísicas originales se subdividen en un rango de valores de 1-5, cuyos umbrales se establecen en función del conjunto de datos estudiados. Finalmente, se agregan en un único mapa las ocho capas de servicios a partir de la adición de los valores de capacidad con estadísticas de celda. Cuanto mayor sea el resultado final, mayor será la capacidad combinada del píxel para ofrecer servicios de regulación y mantenimiento. La integración final es la suma total de los valores correspondientes a los servicios de los ecosistemas, dividido por el número del conjunto de datos de entrada en cada píxel.

Como resultado, se obtienen zonas con alta capacidad combinada de proporcionar SEs de regulación y mantenimiento, calificadas como “Áreas clave de servicios”, y zonas de capacidad moderada para proveer esos servicios, llamadas “Áreas limitadas de servicios”. Las “Áreas clave de servicios” formarán parte de la red de IV para la conservación ‘C’, mientras que las “Áreas limitadas de servicios” podrían ser incorporadas a la red de IV para la restauración ‘R’. De forma paralela se procede a la identificación de los hábitat núcleo, caracterizados por un alto grado de biodiversidad, y al análisis de la conectividad, dando como resultado las dos redes de Infraestructura Verde descrinas (“R” y “C”).

[6] http://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0651121.pdf



Cartografía europea de servicios de los ecosistemas y de áreas núcleo cuya integración constituye la red de IV de la Unión Europea

I.1.2 Modelos de Infraestructura Verde de ámbito nacional

A lo largo de esta última década se ha avanzado en diversas propuestas de implementación de Infraestructura Verde en distintos países. España ha incorporado a su ordenamiento jurídico el concepto de IV a través de la Ley 33/2015, que modifica la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

De igual modo, Francia ha elaborado legislación nacional al respecto (Décret nº 2012-1492, 2012; Décret n° 2014-45, 2014), el Reino Unido ha incorporado la IV en el marco de sus Políticas Nacionales de Planificación (NPPF, 2019) e Italia, desde 2008, ha incrementado de forma considerable el número de Planes territoriales aprobados que incluyen explícitamente redes ecológicas (Schilleci et al, 2015).

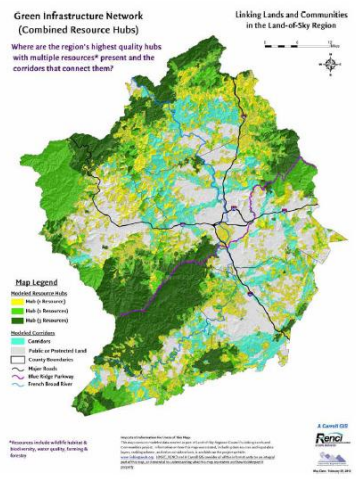
INFRAESTRUCTURA VERDE EN ESTADOS UNIDOS

En el desarrollo de la Infraestructura Verde en Estados Unidos se diferencian dos tendencias complementarias, una primera orientada a la planificación del territorio con objetivos de conservación y con el fin de evitar el uso indiscriminado del suelo, la fragmentación de los tipos de hábitat y la pérdida de conectividad.

La segunda contempla la Infraestructura Verde como una herramienta que permite intervenir de manera preventiva ante catástrofes y sucesos imprevistos. En el primer caso se establecen un serie de pasos comunes para la ordenación de los recursos naturales, consistentes en el establecimiento de valores objetivo a alcanzar, revisión de información disponible y asignación cartográfica de los valores identificados, cartografía de bienes naturales, evaluación de riesgos que les afectan, establecimiento de oportunidades para su protección o restauración y desarrollo de las mismas.

Para el cartografiado de los valores prioritarios se parte del desarrollo de un mapa base elaborado a partir de un modelo básico de cobertura terrestre en el que quedan determinadas las áreas núcleo y los corredores ecológicos existentes, identificando aquellos que presentan una importancia de conservación prioritaria, los elementos que los fragmentan y evaluando los riesgos que les afectan.

El procedimiento permite identificar zonas con valores insuficientemente protegidos y adoptar las medidas de conservación y restauración que se consideren necesarias.



Ejemplo de cartografía de IV en EEUU.

***TRAME VERTE ET BLEUE* EN FRANCIA**

Francia ha incorporado la infraestructura verde en la Estrategia nacional por la biodiversidad (2011-2020) [7], concretamente, en el Objetivo 5 "Construir una infraestructura ecológica que incluya una red coherente de áreas protegidas" de la Orientación estratégica B: "Preservar la vida y su capacidad de evolucionar"

La *Trame Verte et bleue*[8] en Francia es una red de continuidades ecológicas, tanto terrestres como acuáticas, que se aplica en todo el territorio francés, excepto en el medio marino. Se basa en el concepto de conectividad y no identifica áreas clave para la provisión de servicios de los ecosistemas. Incluye:

- Áreas clave de biodiversidad: que actúan de reservorio donde la biodiversidad es mayor o está mejor representada, las especies pueden completar todo o parte de su ciclo vital y los hábitats naturales pueden funcionar adecuadamente, lo que entre otras cosas significa que son suficientemente grandes. Son el hogar de poblaciones de especies clave desde las que sus individuos pueden dispersarse o que pueden acomodar en sí mismas nuevas poblaciones.
- Corredores ecológicos: pasos entre reservas de biodiversidad que proveen a las especies con condiciones favorables para desplazarse de un lugar a otro y completar su ciclo vital. Incluyen áreas naturales y semi-naturales así como franjas de vegetación lineales o aisladas.
- Cursos de agua y humedales: como áreas importantes para la biodiversidad y como corredores ecológicos.

[7] https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/strategie-nationale-biodiversite

[8] http://trameverteetbleue.fr/presentation-tvb/references-juridiques/decret-ndeg-2012-1492-27-decembre-2012-relatif-trame-verte

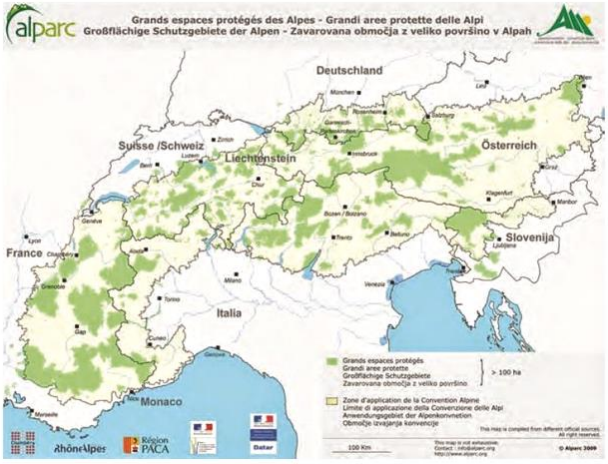
PLATFORM "ECOLOGICAL NETWORK" OF THE ALPINE CONVENTION [9]

Para el diseño de las redes ecológicas nacionales, la Plataforma "Red Ecológica" de la Convención Alpina (Platform "Ecological Network" of the Alpine Convention) ha propuesto una metodología basada en indicadores tomando en consideración, además del aspecto estructural, la perspectiva funcional. Dicha metodología contempla, en particular, el paisaje, su estructura y composición estableciendo sus características a partir de la definición de bioindicadores (grupos y/o especies objetivo) y servicios de los ecosistemas, estos últimos relacionados con su calidad.

Ello permite establece sus funciones y el consecuente desarrollo de una red ecológica.

Los indicadores estructurales permiten describir las características del paisaje resultantes de la interacción de entre los distintos componentes del medio ambiente.

Estos indicadores se definen a partir de CORINE Land Cover. Los indicadores funcionales conforman el diseño de la red a partir de los elementos ambientales funcionales del ecomosaico.



Espacios protegidos incluidos en la Red ecológica de la región de Los Alpes.

EJEMPLOS DE REDES ECOLÓGICAS NACIONALES

Diversos países europeos como Países Bajos, Polonia, República Checa, Dinamarca, Alemania, Suiza y otros, sobre todo donde la presión urbanística ha condicionado el uso sostenible del territorio, han ido avanzando en la definición de sus redes ecológicas nacionales (Herrera Calvo, 2013).

Como ejemplo de red ecológica pionera, destaca la Dutch National Ecological Network[10], iniciada en 1992 e implementada completamente en 2018 (ejemplo C).

[9] http://www.alparc.org/our-actions/biodiversity-ecological-connectivity/initiatives-and-stakeholders/the-platform-ecological-network-of-the-alpine-convention

[10] https://www.government.nl/topics/nature-and-biodiversity/national-ecological-network-nen

I.1.4 Modelos de Infraestructura Verde de escala autonómica

En el momento actual diversas Comunidades Autónomas han desarrollado distintas aproximaciones para la gestión de su patrimonio natural. Dichos modelos pueden clasificarse, atendiendo a sus objetivos y a las metodologías desarrolladas, en dos grupos. Por una parte aquellas que configuran redes de Infraestructura Verde establecidas con el objetivo de conservar el paisaje y garantizar el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas y, por otra, aquellas que procuran la conexión de los espacios naturales incluidos en su territorio a partir del análisis de conectividad ecológica, bien sea funcional o estructural.

PLAN DE ACCIÓN TERRITORIAL DE INFRAESTRUCTURA VERDE Y PAISAJE DE LA COMUNITAT VALENCIANA[11]

Desarrollado por la Dirección General del Territorio y Paisaje de la Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, la definición de la Infraestructura Verde regional se aborda desde un enfoque paisajístico con una base participativa, que integra la valoración visual del paisaje por parte de los ciudadanos con la planificación territorial.

La metodología parte del establecimiento de diversos ámbitos geográficos, la selección de imágenes, encuestas a la población, desarrollo de cartografía sobre los factores explicativos de preferencia visual y la elaboración final de la cartografía de Infraestructura Verde.

RED DE INFRAESTRUCTURA VERDE DE CATALUÑA[12]

La propuesta de Infraestructura Verde de Cataluña ha sido publicada recientemente (Lanzas et al. 2019). Los autores desarrollan un marco operacional de planificación de IV con el objetivo de conservar la biodiversidad y asegurar el mantenimiento de los siguientes servicios de los ecosistemas:

- Regulación y mantenimiento: evitar la erosión del suelo, almacenamiento de carbono, retención de agua y potencial de polinización.
- Aprovisionamiento: producción de biomasa, producción de cereales para alimento, producción de setas y áreas potenciales para pastoreo extensivo.

Culturales: oportunidades de recreo y potencial de caza.

Se establecen cuatro escenarios a diferentes escalas de paisaje según la distribución de servicios de los ecosistemas en las zonas descritas.

Los escenarios incluyen un gradiente de baja a alta flexibilidad, atendiendo a los objetivos de conservación de la biodiversidad y a los servicios de los ecosistemas presentes en cada una de las zonas.

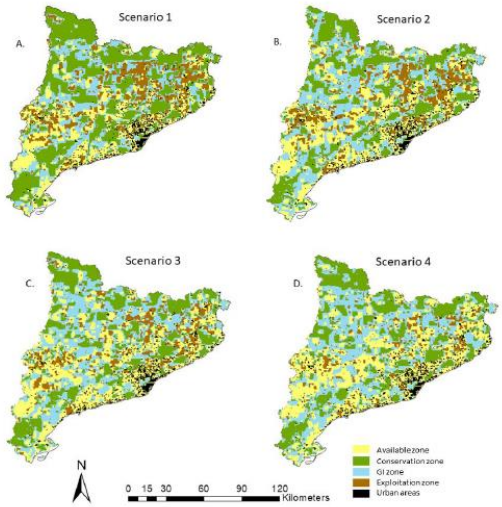
Para definir el patrón de cada zona, con diferentes objetivos por zona de manejo, se utiliza el software Marxan. El análisis prioriza la asignación espacial de zonas de gestión para maximizar los co-beneficios obtenidos entre áreas de biodiversidad y servicios de los ecosistemas compatibles con las prioridades de conservación.

Complementariamente se minimizan los servicios de los ecosistemas incompatibles con la conservación a partir del análisis de sensibilidad (trade-off).

[11] http://politicaterritorial.gva.es/es/web/planificacion-territorial-e-infraestructura-verde

[12] http://mediambient.gencat.cat/es/05_ambits_dactuacio/patrimoni_natural/infraestructura-verda/

Como resultado se establecen las zonas de conservación, en las que la preservación de biodiversidad y el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas resultan compatibles; las zonas de infraestructura verde interconectan las anteriores, permitiendo el mantenimiento de algunos servicios de los ecosistemas no impactantes sobre la biodiversidad; finalmente, las zonas de explotación procuran servicios de aprovisionamiento incompatibles con otros servicios de regulación y mantenimiento o culturales, así como con la conservación de la biodiversidad.

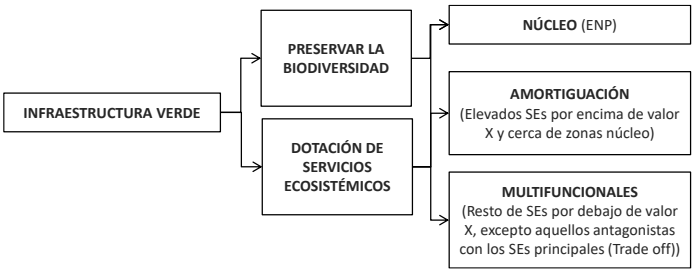


Distribución de las tres zonas de manejo (conservación, red de IV y explotación en los escenarios de planificación.

ESTRATEGIA DE INFRAESTRUCTURA VERDE DE LA XUNTA DE GALICIA[13]

El diseño de la Infraestructura Verde de Galicia parte de un proceso de participación pública para la identificación de los servicios de los ecosistemas a valorar. El modelo plantea como objetivos la preservación de la diversidad biológica y la dotación de los servicios de los ecosistemas considerados fundamentales. A partir de las áreas clave para la preservación de la biodiversidad y de las zonas que proveen los principales servicios de los ecosistemas, se establecen las zonas núcleo, coincidentes con los espacios naturales protegidos.

Las zonas de amortiguación coinciden con ámbitos territoriales con elevados valores, por encima de un valor umbral preestablecido, correspondiente a los servicios de los ecosistemas considerados fundamentales por encima de cierto valor umbral, y que se ubican en la proximidad de las zonas núcleo.



Finalmente, las áreas multifuncionales presentan valores para los servicios de los ecosistemas por debajo del valor umbral adoptado, exceptuando aquellos antagonistas con los servicios de los ecosistemas principales (trade-off). Para la identificación de los servicios de los ecosistemas se ha empleado la clasificación internacional CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) y se han seleccionado 16 servicios en función de la mejor posición obtenida en la valoración de la población en el proceso de participación pública. Se seleccionan aquellos para los que se dispone de información para el conjunto del territorio. Finalmente, se han identificado los puntos de la red que necesitan restauración para reducir la fragmentación del territorio y favorecer la conectividad.

[13]https://cmatv.xunta.gal/seccion-organizacion/c/CMAOT_Instituto_Estudos_Territorio?content=Direccion_Xeral_Sostibilidade_Paisaxe/Estratexia_Verde/seccion.html&std=Estratexia_Verde.html

I.2 ANTECEDENTES DE MODELOS PARA LA VALORACIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

En los siguientes apartados se realiza un análisis y selección de servicios de los ecosistemas considerados clave, partiendo de los establecidos por CICES. Como criterio general, en la selección final se priorizarán aquellos servicios de los ecosistemas para cuya valoración se han desarrollado indicadores adecuados y es posible disponer de información espacial. En fases posteriores de desarrollo de la presente guía podrán ampliarse los servicios a valorar, atendiendo a eventuales mejoras de la información disponible. Con estos criterios, se adoptan como referencia los estudios y trabajos que a continuación se enumeran.

I.2.1 Estudios y trabajos a escala europea

CLASIFICACIÓN COMÚN INTERNACIONAL DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS[14]

La clasificación de servicios de los ecosistemas a través de CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) (Haines-Young & Potschin, 2018) es un intento de armonizar las tipologías empleadas en distintos ámbitos europeos, entre las que se encuentran las de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA) o las realizadas por la Evaluación Nacional de los Ecosistemas del Reino Unido.

CICES desglosa los servicios de los ecosistemas correspondientes a las tres agrupaciones normalizadas internacionalmente:

a. Servicios de aprovisionamiento
b. Servicios de regulación y mantenimiento
c. Servicios culturales

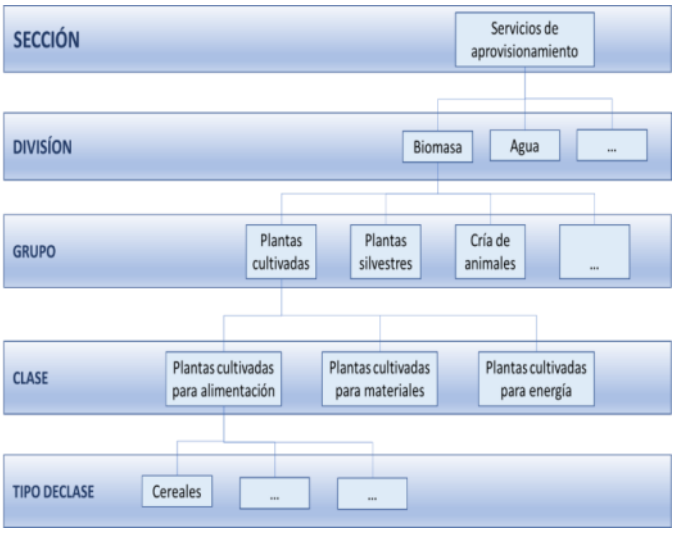
De este modo, CICES desarrolla una estructura jerárquica de servicios de los ecosistemas que permite su agrupación por categorías en diferentes niveles: Sección, División, Grupo, Clase y Tipo de Clase.

El sistema jerárquico se diseña atendiendo a las necesidades de los profesionales pertenecientes a distintos ámbitos temáticos y espaciales, de tal modo que puedan combinarlos o desglosarlos de diferentes maneras según sus objetivos y necesidades.

En este sentido, la adaptación de la clasificación a los requerimientos de evaluación de servicios de los ecosistemas respeta los elementos comunes dentro del mismo Grupo o Clase y, por tanto, mantiene la dependencia de los niveles más bajos respecto de los superiores.

La última versión de CICES (v5.1) facilita la comparación entre distintos sistemas internacionales de clasificación y establece un conjunto de códigos para cada una de las clases de SE como guía comparativa con la versión anterior (CICES v4.3).

[14] https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf



Ejemplo de la estructura jerárquica empleada por CICES v5.1 (2018).

CARTOGRAFIADO DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN EL MARCO DEL PROYECTO ESMERALDA[15]

En el marco de Proyecto ESMERALDA, acrónimo de Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking (Mejora de la cartografía de los servicios de los ecosistemas para las políticas y la toma de decisiones), se han recopilan numerosos trabajos sobre el cartografiado de los servicios de los ecosistemas (Burkhard y Maes, 2017; Burckhard et al., 2018; Vihervaara et al., 2018).

Métodos de medición directa

a. Observaciones de campo: procedentes de la observación científica en campo (in-situ) a lo largo del tiempo. A modo de ejemplo, integran los datos correspondientes a los inventarios forestales nacionales o encuestas sobre biodiversidad. Cuando se almacenan en bases de datos GIS pueden ser útiles para calibrar o validar otros métodos.
b. Encuestas y cuestionarios. Obtenidas para aportar una visión rápida y general del estudio. Ayudan a seleccionar modelos para mapear y evaluar los servicios de los ecosistemas. En ciertos casos, pueden proporcionar información experta o ayudar a evaluar incertidumbres de otras metodologías.
c. Teledetección y observación de la Tierra. Incluyen las observaciones por satélite, drones y aviones no tripulados. Pueden generar conjuntos de datos con un gran potencial para mejorar la cuantificación, el mapeo y la evaluación de servicios de los ecosistemas.

Métodos de medición indirecta

- Sensores remotos y derivados de la observación de la Tierra. Por ejemplo, cobertura del suelo, superficies de temperatura, que pueden ser indicadores del estado de los servicios de los ecosistemas.
- Uso de datos estadísticos. Datos que provienen de redes de monitorización o seguimiento y que pueden emplearse como indicadores de servicios de los ecosistemas.

[15] http://www.esmeralda-project.eu/

- Métodos espaciales de indicadores. Proporcionan un valor biofísico capaz de representarse en unidades físicas, pero requieren una interpretación adicional, un procesado de datos o combinarse en un modelo con otras fuentes de información antes de poder ser empleados para medir servicios de los ecosistemas.

Métodos de modelización

- Modelos fenomenológicos. Describen las interrelaciones entre los componentes de biodiversidad o de ecosistemas y los servicios que estos proveen.
- Modelos macro-ecológicos. Basados en la presencia (o abundancia) de componentes de biodiversidad, dependientes de su distribución geográfica. En este grupo se incluyen los modelos de tipos de hábitat y de especies, muy útiles para lograr objetivos de planificación orientados a la conservación.
- Modelos basados en rasgos. Los rasgos funcionales, por ejemplo, de organismos, están asociados con el funcionamiento de los ecosistemas y en último término, con el conjunto de servicios que proveen.
- Modelos basados en procesos. Se basan en la representación explícita de procesos físicos y ecológicos que determinan el funcionamiento de los ecosistemas. Entre ellos se encuentran el almacenamiento de carbono o el ciclo de nutrientes. Se emplean en la exploración de perturbaciones causadas por cambios climáticos o impactos antropogénicos en los ecosistemas.
- Modelos estadísticos. Son modelos matemáticos que miden los atributos de determinadas poblaciones o muestras representativas de una población. En la elaboración de mapas de SEs, se basan en la estimación de las relaciones entre el servicio ecosistémico (variable respuesta) y las funciones biofísicas (variables explicativas).
- Modelos de conectividad ecológica. Empleados para evaluar la capacidad, estructural o funcional, del paisaje para facilitar o impedir el movimiento de los diferentes procesos ecológicos.
- Modelos de estado y transición. Enfocados sobre todo en los umbrales ecológicos que separan unos estados de otros y que marcan la transición entre ellos.
- Modelos conceptuales. Basados en la información aportada por otros estudios, por ejemplo, el modelo en cascada de servicios de los ecosistemas.
- Marcos de modelización integrados. Herramientas diseñadas específicamente para cartografiar servicios de los ecosistemas que pueden aportar distintos escenarios para múltiples servicios. Integran modelos biofísicos, sociales y económicos.

Para la obtención de los mapas de servicios de los ecosistemas se establecen las siguientes fases.

1. Identificación de los servicios de los ecosistemas (adaptación a la clasificación CICES).
2. Selección de indicadores para cada servicio ecosistémico.
3. Cuantificación de los indicadores seleccionados.
4. Mapeo de los servicios de los ecosistemas (a partir de los valores de los indicadores correspondientes).

QUINTO INFORME MAES SOBRE INDICADORES PARA EL CARTOGRAFIADO DE LAS CONDICIONES DE LOS ECOSISTEMAS A ESCALA EUROPEA[16]

El estado de los ecosistemas hace referencia a la condición física, química y biológica de un sistema ecológico en un lugar y tiempo determinados. Su concepto está fuertemente vinculado al bienestar a través de los servicios de los ecosistemas. Desde esta perspectiva, los ecosistemas deben encontrarse en buenas condiciones para poder proporcionar múltiples servicios que reviertan en beneficio y aumento del bienestar humano.

El último informe MAES (Maes et al., 2018) aborda la necesidad de emplear indicadores para la evaluación del estado de los ecosistemas. Propone, tanto indicadores para medir las presiones ejercidas sobre los ecosistemas, como indicadores para medir las condiciones en las que se encuentran dichos ecosistemas.

- Los indicadores de presiones se organizan en función del principal impacto que causan: cambios de hábitat, cambio climático, sobreexplotación, contaminación, introducción de especies exóticas invasoras, etc.
- Los indicadores de la condición de los ecosistemas establecen la diferencia entre la calidad ambiental (calidad abiótica) y los atributos del ecosistema (calidad biótica).

I.2.2 Estudios y trabajos a escala nacional y autonómica

EVALUACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DEL MILENIO EN ANDALUCÍA[17]

Para evaluar los servicios generados por los agroecosistemas andaluces se han utilizado un total de 66 indicadores, 22 para cada tipo de servicio. Las fuentes de datos en las que se apoya el estudio son muy diversas debido al gran número de indicadores manejado. Se han consultado diferentes organismos e instituciones internacionales, nacionales y autonómicas, además de entidades privadas y sin ánimo de lucro.

SERVICIOS: TIPOS/SUBTIPOS	INDICADOR
ABASTECIMIENTO	
1. Alimentos	1.1 Superficie agrícola
	1.2 Rendimiento de los cultivos
	1.3 Producción agrícola anual
	1.4 Censo ganadero
	1.5 Productos ganaderos
2. Agua dulce	2.1 Potencial de captación de agua dulce
	2.2 Superficie regada
	2.3 Demanda de agua

[16] https://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/5th%20MAES%20report.pdf

[17] http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnextoid=de5b4a6acd72f210VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnextchannel=a349e156217d4310VgnVCM2000000624e50aRCRD

SERVICIOS: TIPOS/SUBTIPOS	INDICADOR
3. Materias primas de origen biológico /Tejidos, fibras y otros materiales bióticos	3.1 Superficie destinada a la producción de textiles
	3.2 Producción de textiles
4. Energías renovables	4.1 Potencial energético de la agricultura
	4.2 Producción de biocombustibles en Andalucía
	4.3 Consumo de biocarburantes en Andalucía
	4.4 Potencia instalada
5. Acervo genético	5.1 Especies alóctonas perdidas, especies introducidas/5.1 Especies perdidas o incorporadas
	5.2 Variedades de plantas cultivadas
	5.3 Variedades de razas ganaderas
	5.4 Variedades y razas alóctonas amenazadas/ 5.4 Variedades y razas autóctonas amenazadas
	5.5 Especies silvestres asociadas a las áreas de cultivo/5.5 Especies silvestres asociadas a las áreas agrícolas
	5.6 Custodia y banco de semillas procedentes de cultivos tradicionales
6. Medicinas naturales y principios activos	6.1 Especies silvestres y domésticas, vegetales y animales, origen de medicinas y principios / 6.1 Especies silvestres y domésticas, vegetales y animales, origen de medicinas naturales
	6.2 Productos de la ganadería y la agricultura
REGULACIÓN	
7. Regulación climática	7.1 Almacenamiento de carbono
	7.2 Evapotranspiración en demarcaciones andaluzas
	7.3 Humedad del suelo
	7.4 Superficie de arrozal
8. Regulación de la calidad del aire	8.1 Cobertura arbórea y de matorral
9. Regulación hídrica y depuración del agua	9.1 Humedad del suelo
	9.2 Capacidad de retención de agua / 9.2 Capacidad de retención de agua por suelos agrícolas
	9.3 Superficie en regadío
10. Regulación morfosedimentaria / Control de la erosión	10.1 Protección del suelo por la vegetación
	10.2 Superficie de cultivos en agricultura ecológica
	10.3 Técnicas de mantenimiento de suelos
	10.4 Ayudas a la agricultura de conservación
11. Formación y fertilidad del suelo / 11. Fertilidad del suelo	11.1 Consumo de fertilizantes en Andalucía
	11.2 Intensidad de uso de fertilizantes

SERVICIOS: TIPOS/SUBTIPOS	INDICADOR
12. Regulación de las perturbaciones naturales	12.1 Cultivos en zonas con riesgo de inundación
	12.2 Superficie de cultivos leñosos
	12.3 Incendios agrícolas
13. Control biológico	13.1 Soporte de especies amenazadas
	13.2 Zonas de Importancia para las Aves Esteparias de Andalucía en agroecosistemas
	13.3 Espacios protegidos
	13.4 Explotaciones integradas en Andalucía
14. Polinización	14.1 Evolución provincial de los registros polínicos de olivo
CULTURALES	
15. Conocimiento científico	15.1 Proyectos de investigación o experimentación sobre agroecositemas
	15.2 Artículos científicos sobre agroecosistemas
16. Identidad cultural y sentido de pertenencia	16.1 Naturaleza patrimonializada o protegida. Figuras de protección
	16.2 Árboles y arboledas singulares de Andalucía
	16.3 Ferias agroalimentarias relacionada con el agroecosistema
	16.4 Asociaciones para la defensa de la naturaleza
17. Paisaje - Servicio estético	17.1 Miradores incluidos en @CERVO (REDIAM)
	17.2 Senderos incluidos en @CERVO (REDIAM)
18. Disfrute espiritual y religioso	18.1 Instrumentos de planificación y protección de la naturaleza / 18.1 Instrumentos de planificación
	18.2 Lugares de culto
19. Actividades recreativas - ecoturismo	19.1 Superficie destinada a cotos de caza
	19.2 Sociedades de cazadores
	19.3 Sociedades micológicas
	19.4 Visitantes EENNPP
	19.5 Alojamientos de turismo rural y de naturaleza
	19.6 Lugares de observación ornitológica
20. Educación Ambiental	20.1 Programas de educación ambiental sobre los agroecosistemas
	20.2 Curso de Formación Profesional Ocupacional en materia de Medio Ambiente
	20.3 Centros de Educación Ambiental
21. Conocimiento ecológico local	21.1 Arquitectura tradicional ligada al ecosistema
	21.2 Producciones de Calidad Certificada
	21.3 Acciones formativas en materia ambiental sobre el agroecosistema

GUÍA METODOLÓGICA PARA EL CARTOGRAFIADO DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS DE EUSKADI[18]

El proyecto, desarrollado por la Cátedra UNESCO sobre Desarrollo Sostenible y Educación Ambiental de la Universidad del País Vasco, aborda la valoración y cuantificación de los servicios de los ecosistemas a través de una serie de indicadores. El objetivo del uso de indicadores es la evaluación del estado y las tendencias de los servicios proporcionados por los ecosistemas, con el objetivo final de ayudar a los sectores público y privado en la toma de decisiones que puedan afectar a la provisión de dichos servicios.

Para cartografiar la conservación de la diversidad natural y los servicios de los ecosistemas en la CAPV ha sido seleccionado diferentes *proxy*, atendiendo a la información y cartografía disponible.

Servicios de abastecimiento

Abastecimiento de alimentos (agricultura y ganadería)

Proxy: Rendimiento medio de alimentos para el ser humano (agricultura y ganadería)

$$RA = P/S$$

RA: Rendimiento medio de cultivo agrícola que produce alimento para el ser humano (t/ha)

P: Producción anual del cultivo agrícola (t)

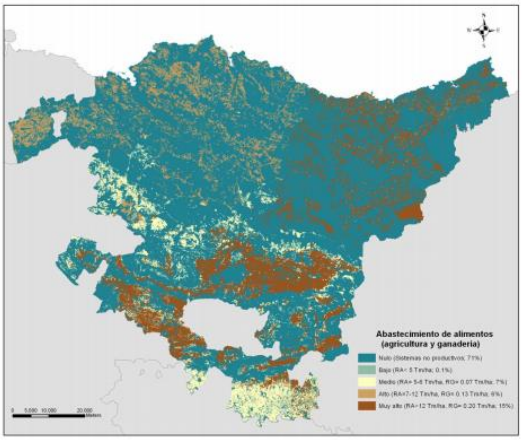
S: Superficie que ocupa cada cultivo agrícola (ha)

$$RG = P/S$$

RG: Rendimiento medio del ganado sacrificado (t/ha)

P: Peso en canal total medio del ganado (t)

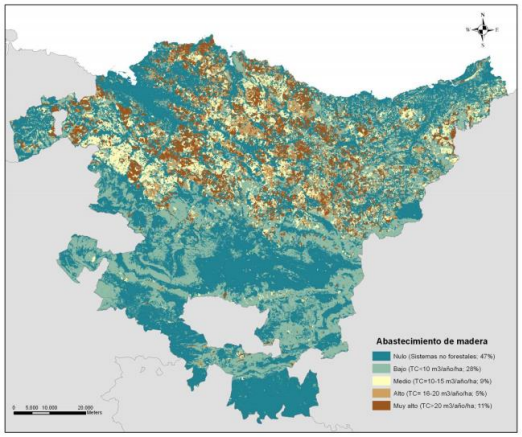
S: Superficie que ocupan los pastos donde se alimenta el ganado (ha)



Abastecimiento de madera

Proxy: Crecimiento anual de los ecosistemas forestales proveedores de madera

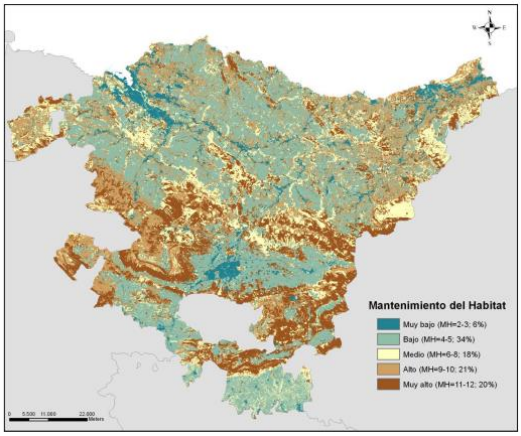
Crecimiento anual (m^3 año^{-1} ha^{-1}) obtenidos del LIDAR 2008 y 2012 calculado por HAZI



18 https://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/cartografia_ecomilenio/es_def/adjuntos/cartografia_servicios_ecosistemas.pdf

Servicios de regulación

Mantenimiento del hábitat



Proxy: Índice de mantenimiento del hábitat

$$MH = R+S+P$$

MH: Índice de mantenimiento del hábitat

R: Riqueza de especies de plantas vasculares autóctonas

S: Estado sucesional

P: Espacios protegidos o áreas e interés natural

Almacenamiento de carbono

Proxy: Contenido de carbono (C) total

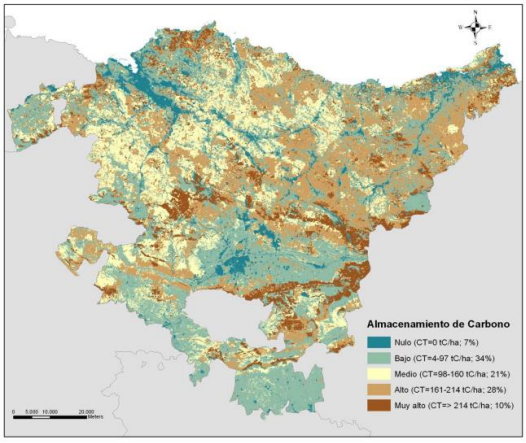
$$CT = CBv + CBm + Cs$$

CT: Contenido de C total (tC/ha)

CBv: Contenido de C en biomasa viva (tC/ha)

CBm: Contenido de C en biomasa muerta (tC/ha)

CS: Contenido de C en el suelo (tC/ha)



*CBv = VCC*FEB*(1+R)*Dm*FCms*

VCC: Volumen tronco con corteza (m3/ha)

FEB: Factor de expansión de biomasa

R: Relación raíz/vástago

FCms: Fracción de C en materia seca (tC/tms)

V = EMCC/S

EMCC: Existencias maderables con corteza de la especie (m3)

S: Superficie ocupada por la especie (S)

*CBm = V*Dm*FCms*

V: Volumen de madera muerta (m^3/ha)

Dm: Densidad de la madera (t/m^3)

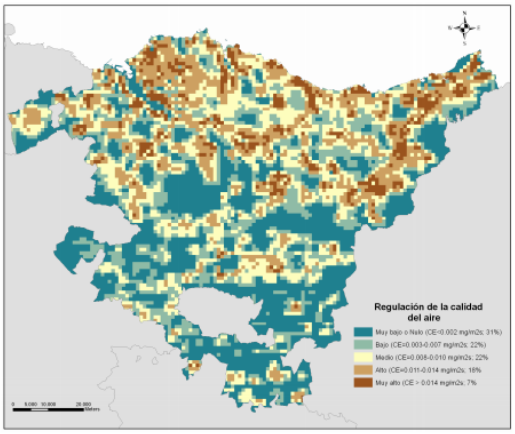
FCms: Fracción de C en materia seca (tC/t)

Regulación de la calidad el aire

Proxy: Capacidad de eliminación de NO_2 del aire

$CE\ NO_2 = C\ NO_2 * Vd\ NO_2$

$CENO_2$: Capacidad de eliminación del NO_2 del aire ($\mu g/m^2s$)
CNO_2: Concentración media anual de NO_2 en el aire ($\mu g/m^2s$)
$VdNO_2$: Velocidad seca deposición del NO_2 en las hojas (ms^{-1})



Regulación hídrica

Proxy: Índice de retención de agua

*WRI = (WRvRv + WRgwRgw + WRs Rs + Wslope Slope + WWB RWB) * (1- Ra/100)*

WRI = *Índice* de retención de agua

WRv,WRgw, WRsv, Wslope, WWB= Pesos asignados a cada variable

Rv= Intercepción por la vegetación

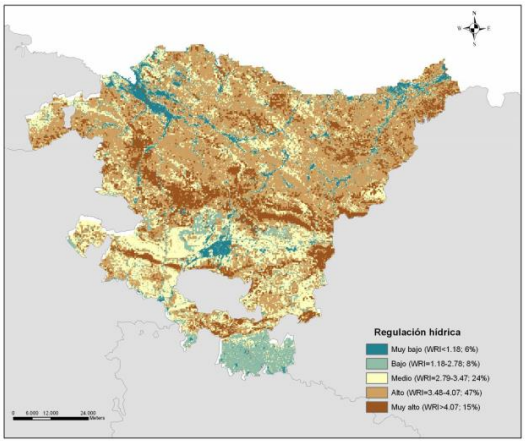
Rgw = Permeabilidad del suelo

Rs = Capacidad de almacenamiento del suelo

Slope =Pendiente

RWB = Sistemas acuáticos

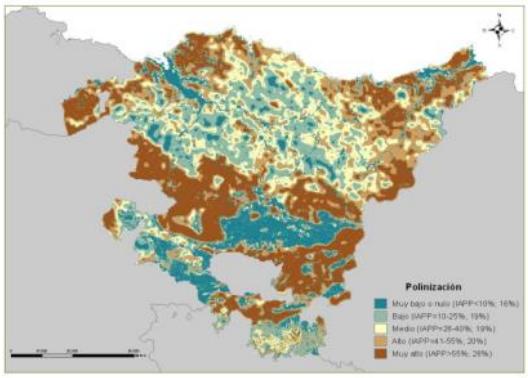
Ra = Impermeabilización del suelo



Polinización

Proxy: Índice de abundancia probable de polinizadores anidando

Módulo de polinización del programa InVEST

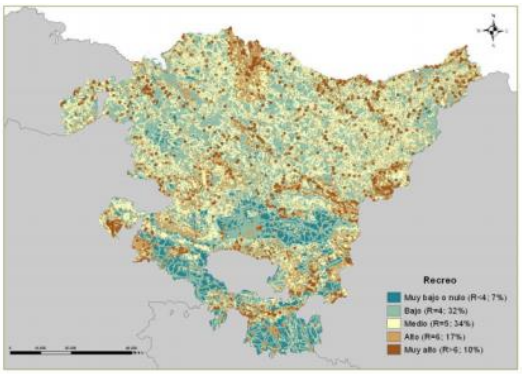


Servicios culturales

Potencial para el recreo

Proxy: Índice de recreo

R = PR + CR



R = Índice de recreo
PR = Potencial para el recreo
CR = Capacidad para el recreo

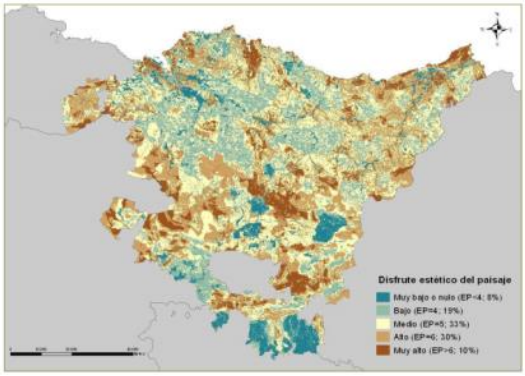
PR = N + P + A + G + R
N = Índice de naturalidad
P = Grado de protección
A = Presencia de masas de agua superficiales (ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y embalses)
C = Patrimonio geológico de interés turístico
R = presencia de cimas (montañas)

CR = A + I
A = Accesibilidad
I = Presencia de infraestructuras artificiales (áreas recreativas, bodegas, museos, parques temáticos, parques ecológicos, parques provinciales, centros de interpretación, centros temáticos y BTT) y naturales (cuevas y zonas de escalada), hitos paisajísticos y puntos de observación de aves

Disfrute estético del paisaje

Proxy: Índice estética del paisaje

EP = P + R + PA + A + HP – EN



EP = índice estética del paisaje
P = Percepción de la sociedad
R = Tipo de relieve
Pa = Diversidad de paisajes
A = Presencia de masas de agua superficiales
HP = Influencia de hitos paisajísticos
EN = Influencia de elementos negativos

SISTEMA DE INFORMACIÓN TERRITORIAL DE LA RED DE ESPACIOS LIBRES DE LA PROVINCIA DE BARCELONA (SITXELL ANÀLISI TERRITORIAL)[19]

El Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales (ICTA-UAB), el CREAF y la Diputació de Barcelona han elaborado y publicado una primera fase de la Cartografía de Servicios Ecosistémicos de la provincia de Barcelona. Se trata de un conjunto de mapas digitales que identifican y cuantifican los servicios de los ecosistemas especialmente importantes de la provincia, como son la producción de alimentos, la captura de dióxido de carbono o las oportunidades de ocio en espacios naturales y rurales. La cartografía, disponible en el marco del Sistema de Información Territorial de la Red de Espacios Libres (SITxell) tiene como objetivo identificar el funcionamiento de los ecosistemas en estos espacios como elementos que benefician directa o indirectamente la calidad de vida de las personas. Los servicios de los ecosistemas, clasificados en cuatro grandes categorías: soporte o hábitat, aprovisionamiento, regulación y culturales, están relacionados con los principales componentes del bienestar humano, como son la salud, la seguridad, los bienes materiales básicos y las buenas relaciones sociales.

Aprovisionamiento de alimento (cultivos destinados a consumo humano)

Los productos alimentarios pueden provenir de diversos ecosistemas, como por ejemplo bosques (setas, fauna cinegética, etc.) o ecosistemas fluviales y marinos (productos pesqueros), pero son principalmente los ecosistemas agrarios (cultivos y pastos) los que tienen una mayor relevancia en esta función, especialmente en la provincia de Barcelona. Esta aproximación al servicio de aprovisionamiento de alimentos ha tenido en cuenta únicamente la producción de los cultivos agrícolas destinados al consumo humano a partir del cálculo de los rendimientos medios agrícolas en valor biofísico (kg/ha y año).

Aprovisionamiento de biomasa forestal (método CREAF)

El aprovisionamiento de biomasa forestal se refiere principalmente al servicio de producción de materias primas (material para construcción/mobiliario y combustible) provenientes de los ecosistemas forestales, es decir, tanto de madera como de leña. No se consideran otros ecosistemas, como los agrícolas, que pueden proporcionar biomasa para madera comercial o como combustible (ej. biomasa de cultivos leñosos o de cultivos energéticos).

Los indicadores cartografiados indican la capacidad de los ecosistemas forestales para proveer este servicio, es decir, la oferta potencial del servicio, que obviamente no se corresponde con la extracción anual de biomasa en forma de madera o leña (que correspondería al uso o flujo del servicio). Así mismo, solamente se ha considerado la biomasa leñosa aérea total (suma de la biomasa de las fracciones leñosas: madera, corteza y ramas) de las especies arbóreas. La estimación del indicador se basa en el cálculo del incremento medio de biomasa en t/ha y año a partir de la fórmula: (B_IFN3 - B_IFN2) / 11, donde 11 son los años entre la realización del IFN2 (1990) y el IFN3 (2001).

Aprovisionamiento de biomasa forestal (método Unió de Pagesos)

La provisión de biomasa forestal se refiere principalmente al servicio de provisión de materias primas (material para construcción / mobiliario y combustible) provenientes de ecosistemas forestales, es decir, tanto de madera como de leña. Como en el caso de aprovisionamiento de alimentos, existen otros ecosistemas, como los agrícolas, que pueden proporcionar biomasa para madera comercial o como combustible (ej. biomasa de cultivos leñosos o de cultivos energéticos), pero no se han considerado en esta fase por su menor relevancia en el ámbito de estudio. También hay que tener en cuenta que los indicadores cartografiados indican la capacidad de los

[19] https://parcs.diba.cat/web/documentacio/articles/article-2

ecosistemas forestales para proveer este servicio, es decir, la oferta potencial del servicio, que obviamente no se corresponde a la extracción actual de biomasa en forma de madera o leña (que correspondería al uso o flujo del servicio). Asimismo, sólo se considera la biomasa leñosa aérea total (suma de la biomasa de las fracciones leñosas: madera, corteza y ramas) de las especies arbóreas. Se ha partido de la capa de Dinamismo Agrario 2013 (Unió de Pagesos, 2013) y de la tabla de Rendimientos forestales (Unió de Pagesos, 2013), que incluye la estimación media del crecimiento neto de cada categoría forestal (en t/ha y año).

Regulación climática global. Carbono aéreo almacenado en el estrato arbóreo de los bosques en al ámbito del SITxell (en t/ha) para el año 2001

El almacenamiento de biomasa forestal se produce mayoritariamente en los ecosistemas forestales, aun así en los ecosistemas agrícolas, principalmente cultivos leñosos también pueden acumular cantidades importantes de carbono y, por tanto, contribuir igualmente a la regulación climática global. Incluso los ecosistemas urbanos (parques, jardines, arbolado viario, etc.) son capaces de proveer este servicio, aunque sea de manera moderada. Para poder cartografiar este servicio se han utilizado bases cartográficas para la evaluación del estado ecológico del bosque en el ámbito del SITxell, ya que incluye una modelización cartográfica de los datos de los inventarios forestales nacionales (IFN2 y IFN3). De acuerdo con estos resultados, el almacenamiento total de carbono aéreo en el estrato arbóreo era de poco más de 10 millones de toneladas dentro de la provincia de Barcelona en el año 2001 (año del Inventario Forestal Nacional o IFN3).

Regulación climática global. Carbono aéreo almacenado en el estrato arbóreo de los bosques del ámbito del SITxell (en t/ha) proyección para el año 2013

Asumiendo que el flujo anual de captura de carbono entre ambos inventarios forestales nacionales (IFN2 y IFN3) se mantiene de forma lineal, se puede proyectar el almacenamiento estimado de carbono presente en los ecosistemas forestales para el año 2013. De acuerdo con esta premisa, los bosques del ámbito del SITxell estarían acumulando en el año 2013 unos 11,11 millones de toneladas de carbono aéreo. Cálculo de la biomasa aérea leñosa del IFN2 a partir de la fórmula: $B_IFN2=B_IFN3/(1+\Delta B/100)$ Cálculo del incremento medio de biomasa en t/ha y año a partir de la siguiente fórmula: $(B_IFN3-B_IFN2)/11$, donde 11 son los años entre la realización del IFN2 (1990) y el IFN3 (2001).

Regulación climática global

Carbono aéreo capturado anualmente en el estrato arbóreo de los bosques del ámbito del SITxell (en kg/ha y año). Cartografía del servicio de regulación climática global del carbono aéreo capturado anualmente en el estrato arbóreo de los bosques del ámbito del SITxell (en kg/ha y año), considerando un incremento anual lineal entre los años 1990 (IFN2) y 2001 (IFN3). A partir del mapa de biomasa del IFN3 y el de incremento neto de biomasa entre inventarios se pudo cartografiar el carbono capturado anualmente. Hay que tener en cuenta que estos resultados sólo indican el carbono capturado de la fracción aérea del estrato arbóreo (madera, corteza y ramas) y, por tanto, no consideran el carbono de la biomasa subterránea (raíces) o lo que se encuentra presente en el estrato arbustivo, herbáceo o incluso en la necromasa acumulada en el suelo (que puede ser superior al carbono total de la biomasa).

Control de la erosión

El control de la erosión es un servicio ecosistémico que se puede definir como la capacidad de los ecosistemas (principalmente la vegetación) para retener el suelo y prevenir su erosión gradual o súbita (desprendimiento de tierra). El servicio se puede cuantificar en unidades biofísicas, por ejemplo, a través de la cantidad de suelo retenido (kg/ha y año) por parte de la vegetación. En éste caso, se ha optado por realizar una cuantificación aproximada basada en el índice de

erosionabilidad potencial (SITxell) y unos valores genéricos de capacidad de las cubiertas del suelo para controlar la erosión, basados en el conocimiento experto.

Potencial de oportunidades recreativas

Las oportunidades recreativas y de ocio al aire libre que ofrecen los ecosistemas, representan uno de los servicios de los ecosistemas culturales más importantes para el bienestar humano. Especialmente en un área altamente poblada como es la provincia de Barcelona. La cuantificación, modelización y valoración de los servicios culturales suponen un reto importante, ya que, a diferencia de los servicios de provisión o regulación son beneficios intangibles y, por tanto, sujetos a las percepciones y preferencias de las personas.

Con el objetivo de cartografiar las oportunidades recreativas potenciales que generan los ecosistemas presentes en el ámbito del SITxell, se ha utilizado el modelo ESTIMAP (Ecosystem Services Mapping Tool). Éste modelo estima la capacidad potencial de los ecosistemas para proveer oportunidades recreativas o de ocio al aire libre, basándose en un conjunto de componentes (1. Grado de naturalidad; 2. Elementos naturales (excepto hídricos); 3. Infraestructuras; 4. Elementos relacionados con el agua), asumiendo que todas éstas variables influyen en ésta provisión en mayor o menor medida.

Hábitat para especies

Indicador desarrollado por Grup de Recerca de Geobotànica i Cartografia de la Vegetació. Cada ecosistema proporciona diferentes tipos de hábitat que pueden ser esenciales para el ciclo de vida de las especies, incluyendo aquellas migratorias que dependen de ellos. El mapa de valor global de interés (VGI) botánico de los tipos de hábitat se calcula teniendo en cuenta el índice de interés corológico y el índice de interés intrínseco de los hábitat utilizados en el proyecto SITxell. Como en el caso de los otros servicios analizados, los valores más elevados corresponden en muchos casos a espacios naturales protegidos de la provincia de Barcelona y a las zonas fluviales.

CUANTIFICACIÓN Y CARTOGRAFÍA DE LAS FUNCIONES Y SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS DE CATALUÑA

La Direcció General de Politiques Ambientals i Medi Natural, Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya, en colaboración con el CREAF, han desarrollado una revisión bibliográfica de las diferentes propuestas de indicadores de servicios de los ecosistemas y, a partir de esta, una primera lista de indicadores básicos de funciones y servicios de los ecosistemas. Como resultado, tras el análisis de la información disponible para el cálculo de los indicadores seleccionados, así como de las posibles metodologías para su cálculo y cartografiado, se dispone de una selección de un conjunto básico de funciones y servicios de los ecosistemas catalanes, de sus valores y representación cartográfica, de gran interés por su aplicación en la evaluación de planes, programas y proyectos.

Biodiversidad

- *Biodiversidad singular:* El valor intrínseco de la biodiversidad corresponde a aquellos elementos de flora y fauna con un elevado interés de conservación. Una buena cartografía de biodiversidad singular es esencial para asegurar el mantenimiento de estos elementos. Se puede obtener una cartografía suficientemente precisa para este indicador, aunque existan carencias en el conocimiento de la distribución de determinados grupos biológicos.

- *Biodiversidad funcional:* Este indicador hace referencia al papel de la biodiversidad en el funcionamiento de los procesos que tienen lugar en los ecosistemas, con la complementariedad de funciones que desarrollan las diferentes especies. La biodiversidad funcional es el componente de la biodiversidad que influye en la dinámica, la estabilidad, la productividad, el balance de nutrientes, y otros aspectos del funcionamiento de los ecosistemas. Se plantea un índice de diversidad de diferentes grupos taxonómicos animales (vertebrados e invertebrados) y vegetales

(plantas vasculares), calculando dos índices diferentes para UTM de 1x1 km. Finalmente se obtiene el índice de biodiversidad funcional a partir de la media de dichos índices.

Indicadores de estructura, procesos y funciones

Biomasa aérea total de los bosques

La biomasa de las formaciones leñosas es responsable de gran número de procesos ecosistémicos que afectan a los ciclos de nutrientes y los flujos de materia y energía, y esto conlleva la provisión de importantes servicios de los ecosistemas como la regulación climática, la captación de contaminantes o el control de la erosión. Tradicionalmente, estos datos provienen de estadísticas oficiales o, en el mejor de los casos, de los datos proporcionados por los inventarios forestales. Se construyen modelos cartográficos de los diversos componentes de la biomasa combinando mapas de cubiertas del suelo, datos LIDAR y datos de campo del segundo y tercer inventarios forestales (IFN2 y IFN3). A partir de la nube de puntos LIDAR sobre el bosque se han calculado varias métricas que permiten definir las características de la vegetación en cada parcela. Uno de los modelos obtenidos es el de la biomasa aérea total, correspondiente al peso seco (T/ha) de la parte aérea (incluyendo tronco, ramas y hojas) de los árboles vivos de diámetro normal (DN) ≥ 7.5 cm.

Servicios de aprovisionamiento

Aprovisionamiento de biomasa

La disponibilidad de biomasa para usos energéticos depende principalmente de la cubierta forestal en áreas accesibles y, en menor medida, de la poda de los cultivos leñosos. Ambas fuentes permiten cartografiar de forma precisa esta disponibilidad.

La procedente de cubierta forestal, depende de criterios ambientales y de accesibilidad para su obtención.

- Criterios ambientales. Se considera exclusivamente la superficie de la categoría "arbolado denso" del Mapa de Cubiertas del Suelo de Cataluña.
- Criterios de accesibilidad

  Desde el punto de vista de la ejecución del aprovechamiento, sólo se consideran accesibles los bosques situados a una determinada distancia de los caminos según la pendiente. Así se consideran bosques accesibles los situados en:

- Distancia máxima de los caminos de 400 m, pendientes <30%.
- Distancia máxima de los caminos de 75 m, pendientes entre 30 y 60%.
- Distancia máxima de los caminos de 35 m, pendientes entre 60 y 100%.
- Se excluye la superficie que presenta una pendiente superior al 100%.

A partir de los criterios ambientales y de accesibilidad se han podido identificar los bosques de Cataluña potencialmente aprovechables a nivel de biomasa para usos energéticos.

A partir del incremento anual neto de biomasa aérea con corteza de los bosques y de la superficie susceptible de ser aprovechada, se puede cuantificar la disponibilidad total de biomasa forestal potencial.

Aprovisionamiento de biomasa residual de cultivos leñosos

En la recolección de la mayoría de cultivos agrícolas se generan residuos. De todos ellos, los que pueden resultar más interesantes para ser utilizados energéticamente son los procedentes de cultivos leñosos: residuos de poda y residuos del arranque de la plantación.

La producción de este tipo de biomasa depende de la especie de cultivo y de si se trata de una plantación de secano o de regadío. La producción estimada de los residuos de poda (en t peso seco / ha · año) por tipo de cultivo se establece según el Plan de Biomasa en Cataluña en el ámbito agrícola (Urbina et al. 2001). Se ha empleado como cartografía de base el SIGPAC (versión 2015) ya que es la que ofrece una mejor categorización de los cultivos leñosos (diferenciando regadío o de secano) a una resolución muy elevada.

Aprovisionamiento de alimentos

La cartografía de provisión de alimentos se ha realizado a partir de los datos de cultivos agrícolas disponibles en la capa SIGPAC del año 2015.

Se han generado mapas de rendimientos agrícolas considerando sólo aquellos cultivos que se destinan a consumo humano. Siguiendo la metodología utilizada en el proyecto de definición y caracterización de la infraestructura verde en el marco del SITXELL, y debido a que en algunos casos es muy difícil saber si la producción agrícola es destinada a consumo humano o animal (forraje), se ha tenido en cuenta el conocimiento experto de los técnicos de la Unión de Campesinos.

Regulación hídrica: escorrentía superficial

El control de la escorrentía superficial es ejercido en parte por la cubierta vegetal (es decir, las partes aéreas de las plantas que la integran), en parte por el sustrato edáfico (suelo y formaciones superficiales) y en parte por la litología. Sin embargo, la información sobre el sustrato edáfico es escasa y de poca calidad, y a menudo se infiere de las características de la vegetación. Así pues, se consideran tres factores que influyen en la escorrentía superficial: la vegetación, el tipo de sustrato litológico y la cantidad de precipitaciones, combinando mapas de cubiertas del suelo, mapas hidrológicos y datos climáticos. Estos factores se han combinado siguiendo un modelo que combina la precipitación (P) y el número de curva (CN), obtenido a partir de una clasificación de la capacidad de interposición de la vegetación y de la permeabilidad del sustrato litológico

Polinización

La existencia de los datos del Catalan Butterfly Monitoring Scheme ha permitido desarrollar un modelo empírico de la abundancia de mariposas. Dicha abundancia es representativa de la abundancia del resto de insectos polinizadores, con los que comparten buena parte de su nicho ecológico. Así, la abundancia de mariposas puede ser considerada como una proxy de la cantidad total de polinizadores.

Se ha desarrollado un modelo bayesiano a partir de la abundancia total de mariposas diurnas para las diversas secciones de los transectos del CBMS, utilizando los datos de los años disponibles (hasta 20). Como variables explicativas se han utilizado los porcentajes de una serie de tipos de hábitat básicos por sección (Bosque, Cultivos herbáceos, Cultivos leñosos, parques y Jardines, matorrales y prados, ruderales y otros), más la altitud y la distancia a la costa de estas. Utilizando los pocos transectos de altitud disponibles para el conjunto de Cataluña se ha construido un modelo complementario para las zonas situadas a más de 1.500 m sobre el nivel del mar. Finalmente, se ha aplicado un filtro de convolución de 3 * 3 píxeles para el mejor ajuste de los modelos.

Regulación de la calidad del aire

La biomasa foliar se aproxima a partir de la cartografía del índice de superficie foliar (LAI) que se representa a través de los rásters de la biomasa foliar, obtenidos a partir de los datos LIDAR. La biomasa foliar es la biomasa de hojas (peso seco) de los árboles vivos expresada por hectárea (t / ha). Se obtiene aplicando a cada árbol medido la ecuación alométrica que relaciona la biomasa de hojas según la especie y el diámetro normal. La biomasa foliar se obtiene con la suma de los valores de todos los árboles vivos de diámetro normal ≥ 7,5 cm de la parcela y re-escalando a

valores por hectárea. La biomasa foliar una buena relación lineal con LAI. Por tanto, el mapa es directamente utilizable como proxy de las funciones y servicios proporcionados por el LAI y se relaciona con la capacidad potencial de la vegetación leñosa de retener contaminantes.

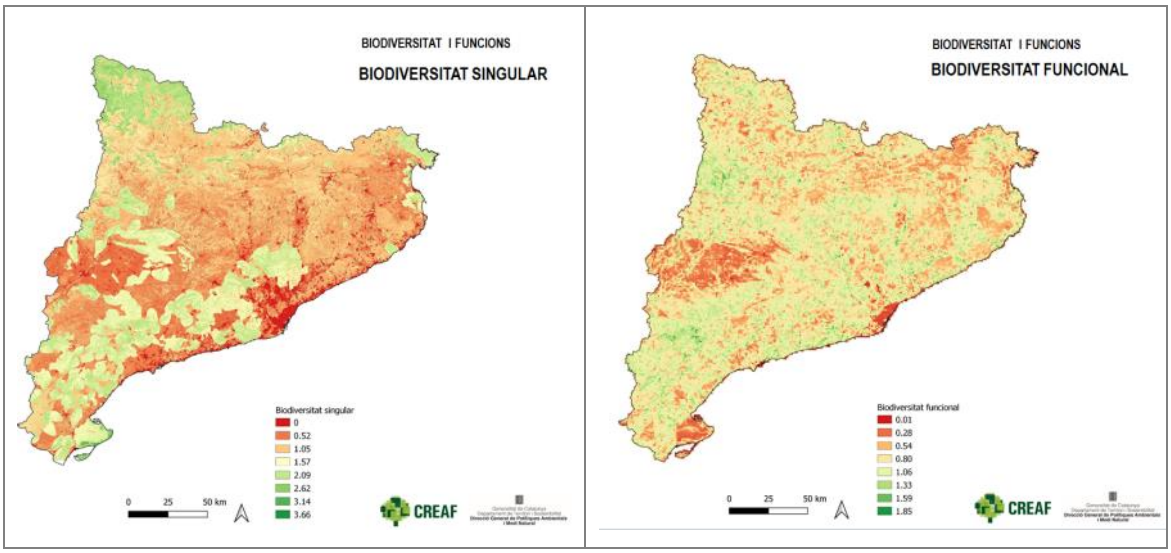
La filtración del aire (o regulación de la calidad del aire) es un servicio ecosistémico de regulación que se puede definir como la captura / absorción de partículas en suspensión, compuestos químicos y gases presentes en la atmósfera que son nocivos para la salud humana.

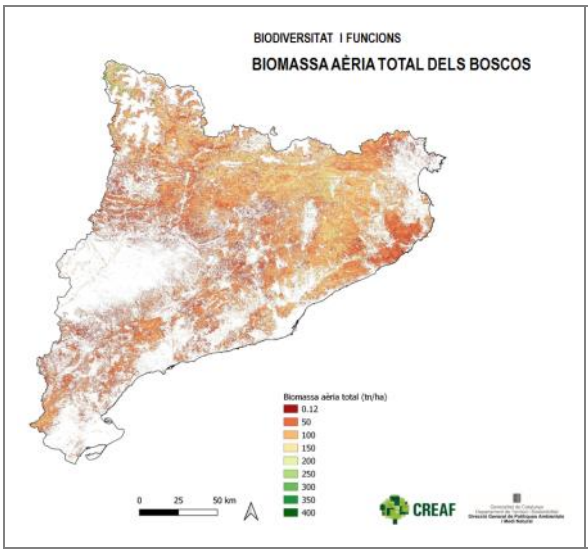
Los mapas de PM_{10} y NO_2 se basan en los rásters elaborado por la Generalidad de Cataluña, a través de los datos del visor del Hipermapa de la calidad del aire, a resolución de 3 km. Se ha elaborado como media aritmética de los mapas de diagnóstico de la media anual de PM_{10} y NO_2 de los últimos años disponibles (2013 hasta 2016) y el ráster se adaptó a 1 km de resolución.

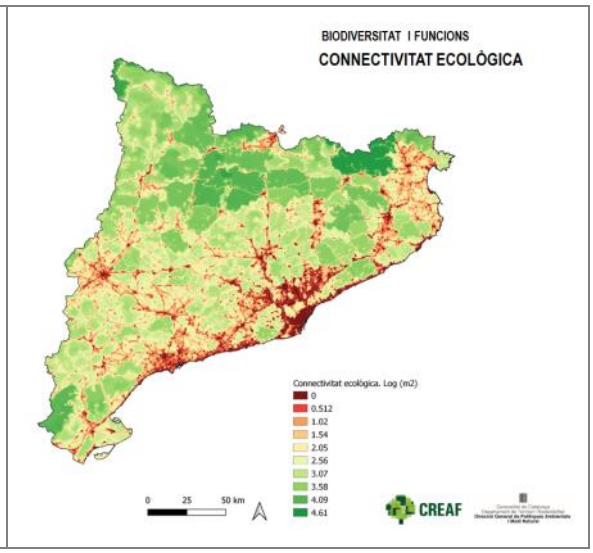
Incremento neto de biomasa aérea

El cálculo del incremento de biomasa por unidad de tiempo permite estimar la capacidad de secuestro de carbono de las cubiertas leñosas de Cataluña. Sin embargo, precisa de dos estimaciones consecutivas, mediante datos LIDAR o de inventarios forestales, de los stocks de C de un mismo territorio. En este caso, se han utilizado los datos de biomasa aérea total de los puntos de los inventarios forestales IFN2 (1989-1990) y IFN3 (2000-2001), que coinciden espacialmente, con el fin de estimar el incremento de biomasa de los bosques. A partir de estos datos se ha obtenido la diferencia entre ambos períodos para cada parcela de los inventarios. Se ha construido un modelo cartográfico de este incremento para Cataluña, utilizando esta diferencia como variable respuesta y, como factores, diversas variables climáticas (temperatura y radiación medias, precipitación anual), topográficas (modelos de elevaciones, concavidades y pendientes) y de tipo de bosque (mapas de hábitat), además del valor de biomasa inicial obtenido a partir del vuelo LIDARCAT y los puntos del IFN3. Como resultado se ha obtenido el modelo cartográfico del incremento neto anual de biomasa del bosque, que se ha representado sobre los píxeles clasificados como bosque al MCSC 2009.

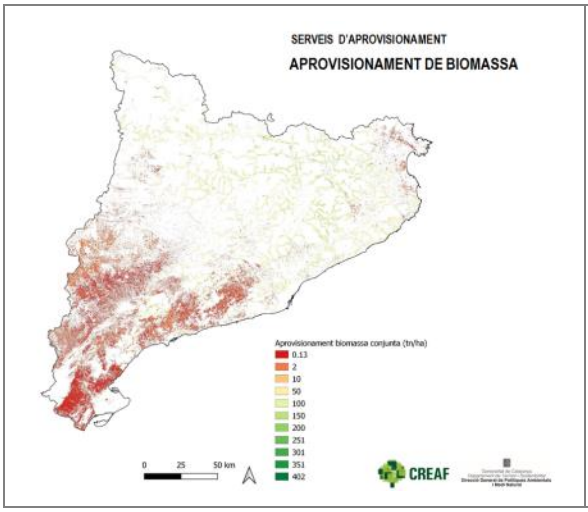
BIODIVERSIDAD Y FUNCIONES

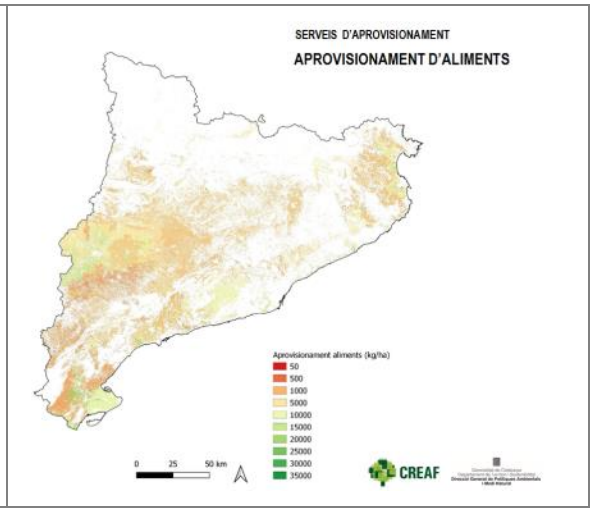




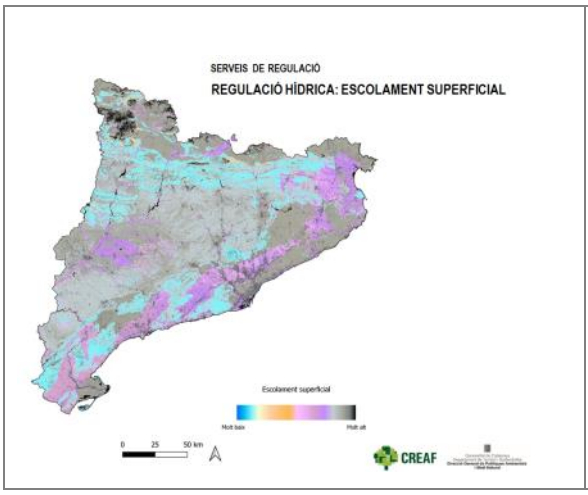


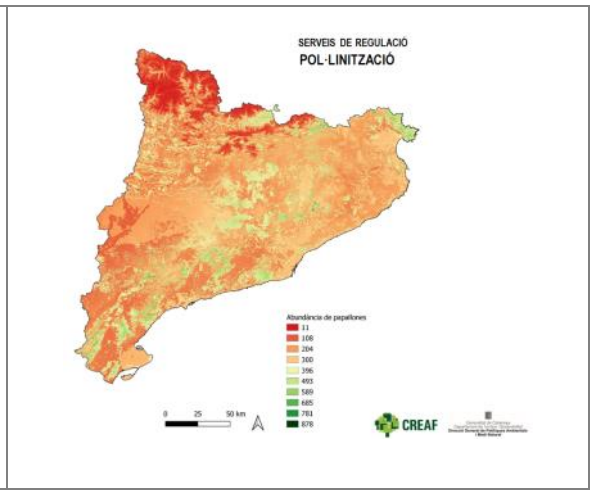
SERVICIOS DE APROVISIONAMIENTO

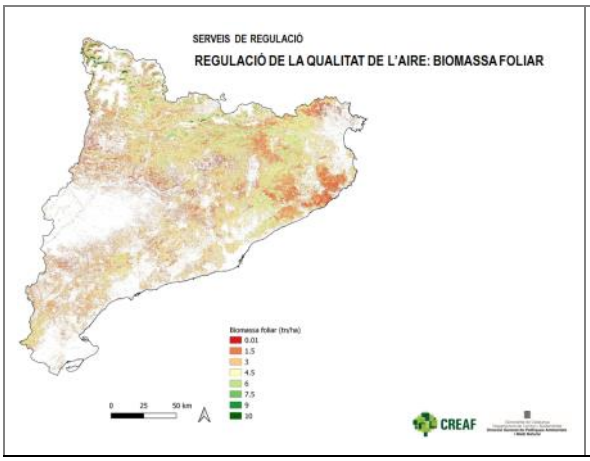


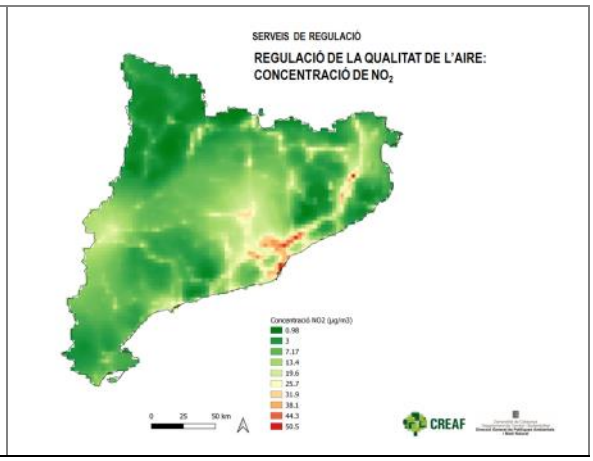


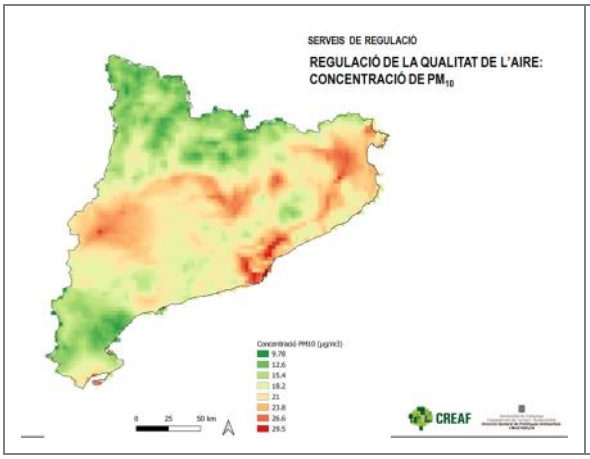
SERVICIOS DE REGULACIÓN

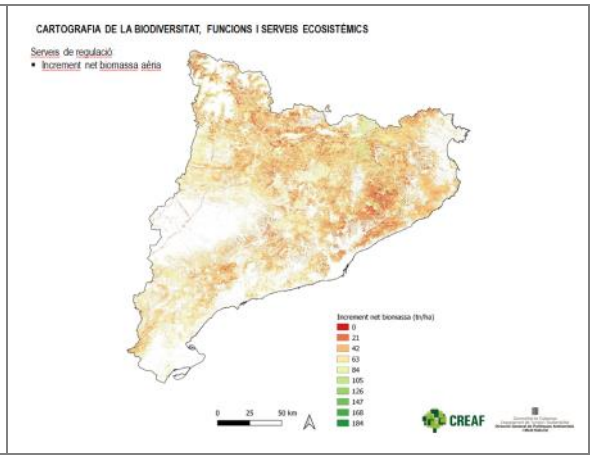





SERVEIS DE REGULACIÓ
REGULACIÓ DE LA QUALITAT DE L'AIRE: BIOMASSA FOLIAR
Biomassa foliar (tn/ha)
0.01
1.5
3
4.5
6
7.5
9
10
0 25 50 km
CREAF


SERVEIS DE REGULACIÓ
REGULACIÓ DE LA QUALITAT DE L'AIRE:
CONCENTRACIÓ DE NO_2
Concentració NO2 (µg/m3)
0.98
3
7.17
13.4
19.6
25.7
31.9
38.1
44.3
50.5
0 25 50 km
CREAF


SERVEIS DE REGULACIÓ
REGULACIÓ DE LA QUALITAT DE L'AIRE:
CONCENTRACIÓ DE PM_{10}
Concentració PM10 (µg/m3)
9.78
12.6
15.4
18.2
21
23.8
26.6
29.5
0 25 50 km
CREAF


CARTOGRAFIA DE LA BIODIVERSITAT, FUNCIONS I SERVEIS ECOSISTÈMICS
Serveis de regulació
• Increment net biomassa aèria
Increment net biomassa (tn/ha)
0
21
42
63
84
105
126
147
168
184
0 25 50 km
CREAF

ANEXO II. SELECCIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

II.1 Servicios de aprovisionamiento

EME	DEFINICÓN EME	GRUPO CICES	INDICADOR
01 Alimentos	Productos derivados de la biodiversidad de interés alimentario	Plantas terrestres cultivadas para alimentación, producción de materiales o energía	Aprovisionamiento de alimentos
02 Agua dulce	Agua dulce de calidad derivada de flujo epicontinentales y acuíferos	Aguas superficiales para abastecimiento, producción de materiales y energía	Abastecimiento de agua
03 Materias primas de origen biótico	Materiales procedentes de la producción orgánica para elaborar bienes de consumo	Plantas terrestres cultivadas para alimentación, producción de materiales o energía	Abastecimiento de madera
04 Materias primas de origen geótico	Materiales de origen mineral procesados para elaborar bienes de consumo	Sustancias minerales empleadas para alimentación, producción de materiales o energía	No disponible
05 Energía renovable	Aprovechamiento de energía de procesos geofísicos	Sustancias no minerales empleadas para alimentación, producción de materiales o energía	No disponible

II.2 Servicios de regulación y mantenimiento

EME	DEFINICÓN EME	GRUPO CICES	INDICADOR
06 Acervo genético	Mantenimiento de la diversidad genética de especies, razas y variedades para suministro de determinados productos	Protección del mantenimiento de ciclos biológicos, hábitat y acervo genético	No disponible
07 Medicinas naturales y principios activos	Principios activos para industria farmacéutica y medicinas tradicionales	No disponible	No disponible
08 Regulación climática	Capacidad vegetal para absorber CO_2, efectos mesoclimáticos de intercepción, ralentización hídrica, amortiguación térmica, etc.	Condiciones y composición atmosférica	Almacenamiento de carbono
09 Regulación de la calidad del aire	Capacidad de retener gases o partículas contaminantes del aire, regulación térmica.	Condiciones y composición atmosférica	Regulación de la calidad del aire: biomasa foliar
			Regulación de la calidad del aire: concentración de NO_2, concentración de $PM_{10,}$
10 Regulación hídrica	Capacidad de ralentización hídrica, mejora de calidad del agua.	Regulación de caudales medios y eventos extremos	Regulación hídrica: retención de agua
11 Control de la erosión	Control de la erosión	Regulación de caudales medios y eventos extremos	Control de la erosión
12 Fertilidad del suelo	Mantenimiento de la humedad y capacidad catiónica del suelo.	Control de la calidad del suelo	Fertilidad del suelo (productividad neta)
13 Regulación de las perturbaciones naturales	Amortiguación de perturbaciones naturales fundamentalmente ligadas al clima.	Mantenimiento de las condiciones físicas, químicas y abióticas	Amortiguación de inundaciones
14 Control biológico	Capacidad de regulación de plagas y vectores patógenos de humanos, cosechas y ganado.	Control de enfermedades y plagas	Daños por insectos, enfermedades y parásitos
			Número de especies alóctonas invasoras
15 Polinización	Simbiosis entre ciertos organismos con resultado de transporte de polen y reproducción.	Protección del mantenimiento de ciclos biológicos, hábitat y acervo genético	Polinización

II.3 Servicios culturales

EME	DEFINICÓN EME	GRUPO CICES	INDICADOR
16 Conocimiento científico	Los ecosistemas son un laboratorio de experimentación y desarrollo del conocimiento.	Interacciones intelectuales y descriptivas con el medio natural	No disponible
17 Conocimiento ecológico local	Experiencias de base empírica, prácticas, creencias, costumbres y aciertos/errores transmitidos generacionalmente.	Interacciones intelectuales y descriptivas con el medio natural	No disponible
18 Identidad cultural y sentido de pertenencia	Sentimiento patrimonial de ecosistemas silvestres y culturales (asociados a las propias interacciones y conocimientos humanos).	Interacciones espirituales, simbólicas (y otras) con el medio natural	Expresión artística e intelectual
19 Disfrute espiritual y religioso	Usos no materiales del paisaje y sus elementos, frecuentemente ligados al ocio y recreo, a veces con componentes de creencias, dogmas o divinidades.	Interacciones espirituales, simbólicas (y otras) con el medio natural	Sentido de pertenencia e identidad cultural
20 Disfrute estético de los paisajes	Apreciación de lugares, sitios, comarcas que generan satisfacción y placidez por su estética o inspiración creativa o espiritual.	Interacciones intelectuales y descriptivas con los componentes abióticos del medio natural	Disfrute estético del paisaje
21 Actividades recreativas y ecoturismo	Lugares, sitios, comarcas que son escenario de actividades lúdicas y deportes al aire libre que proporcionan salud y relajación.	Interacciones o experiencias físicas con el medio natural	Recreo
22 Educación ambiental	Formación sobre el funcionamiento de los procesos ecológicos y su función social. Sensibilización y conciencia de la gestión de los servicios de los ecosistemas.	Interacciones o experiencias físicas con el medio natural	Desarrollo educativo, formativo y científico

ANEXO III. ESTUDIOS E INICIATIVAS PARA EL ANÁLISIS DE LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA

Para el análisis de conectividad entre las áreas clave que finalmente se establezcan se han revisado un conjunto de iniciativas y trabajos desarrollados por diversas administraciones públicas. En los siguientes apartados se describen brevemente.

III.1 Estudios e iniciativas para análisis de conectividad a escala nacional

CONECTIVIDAD DEL PAISAJE PARA TIPOS DE HÁBITAT ZONALES DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA[20]

Trabajo desarrollado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente con el objetivo de informar periódicamente sobre la coherencia de la Red Natura 2000 en España en términos de conectividad, siendo el objeto de análisis los tipos de hábitat de interés comunitario. En este contexto, los objetivos operativos fueron los siguientes:

i) Establecer un conjunto de tipos de hábitat de referencia dentro de los especificados en el Anejo I de la Directiva de Hábitat, que sean especialmente apropiados para el análisis de la conectividad de la Red Natura 2000 en España peninsular y que puedan ser objeto de evaluaciones sucesivas.

ii) Analizar la conectividad ecológica de la Red Natura 2000 para dichos tipos de hábitat, generando tres tipos de resultados en cada caso: un indicador global de la contribución de la red a la conectividad; un indicador local de la contribución de cada Zona Especial de Conservación a la conectividad; y un mapa con el patrón espacial de la conectividad, incluyendo las vías de tránsito más probables.

iii) Desarrollar e implementar la herramienta de análisis de conectividad, relacionándola mediante protocolos con la base de datos existente sobre la Red Natura 2000.

ESTUDIO PARA LA IDENTIFICACIÓN DE REDES DE CONECTIVIDAD ENTRE ESPACIOS FORESTALES DE LA RED NATURA 2000 EN ESPAÑA[21]

Trabajo desarrollado por WWF que proporciona una visión de la conectividad para la España peninsular con una propuesta de corredores ecológicos como nexos entre espacios de la Red Natura 2000. Se identifican los corredores prioritarios entre los hábitat forestales de Red Natura 2000 con el objetivo de garantizar la movilidad entre especies forestales, seleccionando los mamíferos forestales para el estudio. Se determinan los corredores con mayor necesidad de ser restaurados para mejorar la conectividad de la red y cuáles son prioritarios para la conservación, de manera que se mantengan, al menos, en sus condiciones actuales y qué tramos de estos corredores actúan como cuellos de botella, dificultando el movimiento de las especies.

Identificación de corredores ecológicos

- Zonas núcleo: identificación a partir de la delimitación cartográfica de tres tipos de hábitat forestales en la Red Natura 2000: bosque denso, bosque claro y matorral, usando el Mapa Forestal de España 1:50.000 y la cartografía Red Natura 2000. Se consideran zonas núcleo los espacios Red Natura 2000 que cuentan con una superficie forestal mínima de 3.500 ha o aquellos que tienen, al menos, un 20% de su superficie de carácter forestal, separando tres tipos de zonas núcleo: bosque denso, bosque claro y matorral. Se analiza la conectividad para especies de

20 https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/conectividad_paisaje_habitat_zonales_ic_tcm30-197175.pdf

21 http://awsassets.wwf.es/downloads/Informe_final_estudio_conectores_UPM.pdf

mamíferos forestales con diferentes requerimientos ecológicos y preferencias por masas forestales con distinta estructura o espesura.

- Superficie de resistencia: adaptación y uso de superficie de resistencia existente para mamíferos forestales mediante asignación de valores de resistencia a cubiertas definidas en el SIOSE (2005) para España y en Corine Land Cover (2006) para Francia y Portugal. Se clasifica el territorio por celdas (100m) a las que se asigna un valor que refleja la resistencia o dificultad al movimiento de las especies consideradas de interés a través de las mismas. Desde el punto de vista ecológico, se asigna un valor de resistencia relacionado con la aversión de las especies a moverse por zonas con características muy diferentes a las de su hábitat adecuado. Se toma una superficie de resistencia construida para mamíferos forestales, y utilizada en estudios previos. Se utiliza tanto dentro como fuera de las zonas núcleo.
- Identificación de caminos de coste mínimo (corredores) que acumulan menor resistencia al movimiento de las especies entre las zonas núcleo utilizando la herramienta Linkage Mapper versión 1.0.9
- Representación de la anchura de los corredores: representación de la resistencia a ambos lados del eje central de los corredores identificados, combinando los resultados con la herramienta Linkage Mapper y la superficie de resistencia.

Priorización y caracterización de corredores ecológicos

Priorización de los corredores en los que es necesario concentrar los esfuerzos de conservación y restauración, teniendo en cuenta la importancia y probabilidad de uso de cada corredor mediante análisis basados en grafos espaciales e índices de disponibilidad de hábitat (probabilidad de conectividad) realizados por la herramienta Conefor (http://www.conefor.org/). Se identifican como corredores prioritarios aquellos que tienen mejores condiciones para conectar las zonas núcleo. Estos corredores, ya sea en sus condiciones actuales o tras medidas de restauración, son los que permitirían a las especies alcanzar mayor superficie de hábitat con menor esfuerzo, considerando un rango de capacidades medianas de dispersión de 1 a 30 km (válido para un rango muy amplio de especies). El análisis permite distinguir si se trata de corredores para conservar o restaurar (corredores prioritarios para la restauración y corredores prioritarios para la conservación).

Identificación de zonas críticas para la conectividad

Tramos de los corredores prioritarios que mantienen solo una estrecha franja con condiciones favorables y que transitan a través de un entorno inmediato considerado hostil y degradado con alta resistencia. Se trata, por tanto, de importantes cuellos de botella para la conectividad. Se trata de zonas críticas por su fragilidad, por el alto riesgo de transformación o eliminación al discurrir por zonas dominadas por usos del suelo más intensivos.

Análisis de los usos del suelo

Con el fin de ampliar información sobre los tipos de cubiertas o usos del suelo que están siendo atravesados por los corredores prioritarios analiza su grado de solapamiento con las zonas de ribera, zonas agrícolas y la totalidad de la Red Natura 2000.

III.2 Estudios e iniciativas para análisis de conectividad a escala autonómica

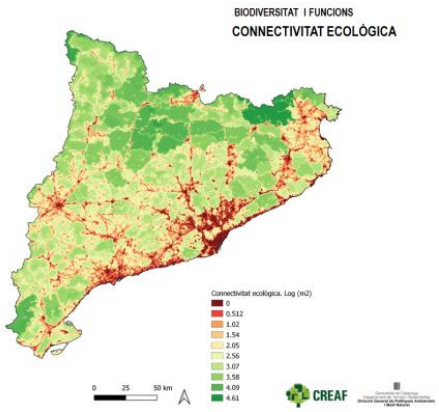
CUANTIFICACIÓN Y CARTOGRAFÍA DE LAS FUNCIONES Y SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS DE CATALUÑA

Conectividad ecológica

La conectividad se ha calculado a partir de la reclasificación de una serie de cubiertas básicas (bosque, matorrales, prados, roquedos y áreas desnudas, cultivos leñosos, cultivos herbáceos, vegetación de humedal y ribera, urbano y ruderal, aguas continentales y otros). La conectividad ecológica se ha basado, tanto en la topología del paisaje (conectividad estructural) como en la capacidad de dispersión de las especies (conectividad potencial).

La conectividad estructural se puede calcular de forma precisa a partir del Mapa de Cubiertas del Suelo de Cataluña, mientras que los mapas de resistencia acumulada sólo son fiables para grupos de fauna bien prospectados en el territorio.

Teniendo en cuenta esta limitación, se ha obtenido una cartografía fiable utilizando subgrupos de fauna con diferentes requerimientos ecológicos dentro de un mismo grupo biológico.



RED DE CORREDORES ECOLÓGICOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID[22]

Aunque hay diversas líneas de trabajo para el mantenimiento de la conectividad ecológica, la más extendida es el desarrollo de redes ecológicas. Las diferentes propuestas de redes comparten una arquitectura similar, basada en dos tipos principales de componentes:

- Nodos. Son territorios que, por conservar hábitat en cantidad y calidad suficiente, constituyen el núcleo vital para asegurar su funcionamiento y la conservación de las especies. Se utilizan como nodo los espacios de la red Natura 2000.
- Corredores. Son las zonas que aseguran una adecuada conectividad ecológica entre los nodos. Para ello deben contar con hábitat suficiente para las necesidades de movilidad y de intercambio genético de las especies objetivo.

La metodología utilizada es común a la mayoría de los estudios similares publicados y se basa en el estudio de la permeabilidad del territorio para el desplazamiento de especies objetivo, para lo que se asume que las especies se desplazan por el territorio utilizando los mismos criterios que para la selección de hábitat.

Selección de hábitat y especies objetivo

La selección de especies objetivo (paraguas de otras muchas) se realiza en función de las necesidades de conservación de los paisajes madrileños (valoradas según su fragmentación y especies prioritarias que albergan). Como especie clave multifuncional del paisaje mediterráneo se seleccionó también el conejo.

---

22 http://www.comunidad.madrid/sites/default/files/aud/urbanismo/cma_urb_es_memoria_corredores_ecologicos_-_parte_1.pdf

Modelización

La herramienta utilizada ha sido Corridor Designer en su versión General Use Corridor Designer Toolbox V.02 para Arc-Gis, que es una potente herramienta muy utilizada por estar específicamente desarrollada para el diseño de corredores ecológicos.

El modelo asume que las especies se mueven por el territorio utilizando los mismos criterios que para la selección de hábitat. Por ello es necesario generar una capa de información en la que se especifica la idoneidad del territorio para cada especie/hábitat objetivo. Esta se calcula a partir de la información existente sobre la selección de hábitat de las especie objetivo, para lo que se ha consultado la bibliografía existente y, en caso necesario, a expertos en la materia.

El resultado final es un mapa que representa la idoneidad del hábitat para cada especie objetivo. A partir de ello, y teniendo en cuenta los nodos de origen y destino, el programa calcula un nuevo raster que representa el coste de desplazamiento entre ambos (Cost Distance Raster). Es decir, el esfuerzo que debería hacer un individuo de la especie objetivo para recorrer la distancia que lo separa. Utilizando como base de cálculo la capa de idoneidad de hábitat, el modelo calcula los trayectos de menor coste de desplazamiento entre los nodos. La operación se repite entre pares de nodos hasta cubrir la totalidad del ámbito, integrándose después en una propuesta única de corredores para cada especie objetivo. Así se han identificado los trayectos de menor coste de desplazamiento para las especies forestales, las especies cerealistas, el conejo y los hábitat gipsófilos.

Diseño de corredores

Una vez identificados los trayectos de menor coste de desplazamiento, se diseñan tres tipos de corredores:

- Corredores principales, son de carácter estratégico para garantizar la conectividad a nivel regional e interregional. Conectan nodos de la red Natura 2000.
- Corredores secundarios, son de importancia regional o comarcal. Conectan nodos con corredores principales, corredores principales entre sí, o poblaciones aisladas con corredores primarios o nodos.
- Corredores verdes, conectan las zonas verdes periurbanas con el resto de corredores o con nodos. Su objetivo es facilitar la accesibilidad de la naturaleza para los ciudadanos como factor de bienestar, calidad de vida y salud, por lo que su conectividad no está ligada a la conservación de un hábitat, especie o ecosistema prioritario.

PLAN DIRECTOR PARA LA MEJORA DE LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA EN ANDALUCÍA[23]

El trabajo aborda el establecimiento de una zonificación del territorio con la finalidad de identificar las zonas estratégicas a conectar a través de corredores ecológicos.

Diagnóstico cuantitativo

Se basa en el Índice de Conectividad Terrestre de Andalucía (ICTA), que integra el cálculo de la resistencia (impedancia) que ofrece la matriz del territorio a los desplazamientos de los organismos para cada tipo de hábitat. La propuesta de Índice de Conectividad Terrestre de Andalucía (ICTA) se basa en los siguientes **criterios**:

- Acepción funcional al concepto de conectividad.

23 http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnextoid=20987aa58964a510VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnextchannel=ad6331f227f17410VgnVCM2000000624e50aRCRD

- Medida cuantitativa y continua para el conjunto del territorio. La conectividad ha sido medida independientemente de los elementos de planificación y ordenación que se han propuesto para conservarla y potenciarla (conectores, corredores, vías verdes...). Esto quiere decir que se han rehuido aproximaciones cualitativas o dicotomías (ej. conector-no conector) a la conectividad.
- Aproximación multiespecie. No se ha pretendido modelizar la conectividad para una especie en concreto sino para el conjunto de los tipos de hábitat.
- Aproximación al mosaico de tipos hábitat mediterráneos. Los tipos de hábitat mediterráneos muestran un altísimo grado de afinidad.
- Escala de trabajo: 1:50.000.
- Modelización del mosaico mediterráneo. La propuesta quiere reflejar el concepto de paisaje mediterráneo como mosaico de tipos de hábitat no mutuamente excluyentes, sino con un grado de afinidad entre ellos variable. Por tanto, estos hábitats relativamente afines también participarán en la medida de la conectividad de cada mancha. Esto refina la perspectiva clásica en la conectividad entre parches de hábitat, basada en una idea dicotómica del paisaje (hábitat-no hábitat) poco realista en contextos mediterráneos, especialmente inadecuada para el caso andaluz.
- Categorías fisiognómicas como base del análisis. Se utilizan categorías de hábitat relativamente genéricas basadas en criterios físicos como bosque, matorrales, prados, etc., en vez de otras basadas en criterios florísticos como los hábitats CORINE, o las categorías más genéricas de las series de vegetación de Andalucía.
- La distancia a las manchas como factor clave de su afinidad. El índice prioriza a las manchas más cercanas frente a las más alejadas, asumiendo implícitamente que las primeras son más similares que las segundas en la mancha focal. Se asume, entonces, la idea de la variación continua en los ecosistemas terrestres.
- Los valores de conectividad obtenidos para los puntos de muestreo, distribuidos cada 300 m, han servido en primer lugar para obtener mapas continuos de la conectividad del territorio para cada hábitat. Finalmente se ha obtenido un valor de la conectividad media de cada punto del territorio.

RED DE CORREDORES ECOLÓGICOS DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE EUSKADI[24]

Base metodológica

El método permite la identificación de las áreas del territorio con mayor potencial conector entre espacios-núcleo a conectar, fundamentalmente, espacios de la red Natura 2000.

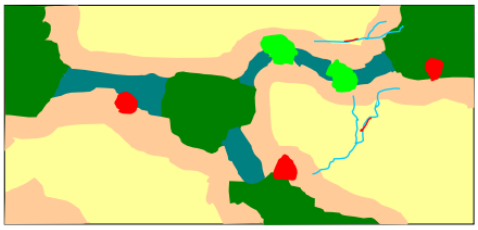
Identificación de especies objetivo:

Especies de fauna incluidas en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (CVEA) asociados a hábitat boscosos y a puntos de agua. Se seleccionan los mesomamíferos como grupo funcional sensible a la fragmentación y cuyos requerimientos ecológicos sirven para diseñar la red de corredores ecológicos.

Selección de espacios-núcleo a conectar

Se identifican los hábitat fragmentados conectables por una red de corredores a escala regional, en función del siguiente esquema:

- Se identifican los espacios-núcleo (hábitat-objetivo) por su importancia faunística y biogeográfica para evitar su aislamiento.
- Se evalúa la importancia de las manchas de hábitat en función de su superficie efectiva, ponderando el valor como hábitat de las teselas de una mancha continua. Así, los bosques se consideran hábitat óptimos, y en orden decreciente, matorrales, pastizales y roquedos.



Color	Elementos estructurales		
	Espacios-núcleo a conectar		Red de conservación interconectada
	Áreas de Enlace	Corredores Ecológicos	
	Corredores de Enlace		
	Áreas de Restauración Ecológica		
	Áreas de Amortiguación		
	Tramos fluviales de especial interés conector		
	Matriz territorial		

Modelo SIG e identificación de áreas críticas (mapa de fricción):

Para elaborar el mapa de fricción se asignan valores de resistencia de los hábitats al desplazamiento de las especies-objetivo, entre 1 y 1000, a partir de bibliografía especializada y consulta a expertos en la materia.

Cálculo de la superficie de coste

- Se toma como elementos de origen el mapa de espacios-núcleo y el mapa de resistencias de los usos del suelo (como superficie de fricción)
- Se emplea la función CostDistance de ArcView v3.2.
- El mapa obtenido permite valorar la conectividad del sistema regional de espacios-núcleo seleccionados.
- Mediante la función *CostPath* de ArcView v3.2. se calculan las líneas de mínimo coste (mínima resistencia acumulada) entre los espacios-núcleo.

Delimitación de la estructura de la red

Se delimitan los elementos de conexión:

[24]https://www.euskadi.eus/web01-a2ingdib/es/contenidos/documentacion/corredores_ecologicos/es_doc/index.shtml

- Corredores de enlace: en torno a las líneas de mínima resistencia se trazan bandas de anchura variable de 2-4 km que conectan los espacios-núcleos.
- Áreas de enlace: se seleccionan a partir de las Áreas de Interés Naturalístico de la CAPV y de espacios del Catálogo de espacios naturales de la CAPV.
- Superposición de las capas obtenidas de los elementos de conexión.
- Las áreas que quedan fuera de los corredores de enlace se insertan en zonas de amortiguación.

Inclusión de los tramos fluviales

- Tramos fluviales con alta conectividad (definidos como corredores lineales)
- LICs fluviales

IDENTIFICACIÓN Y DIAGNÓSTICO DE LA RED DE CORREDORES ECOLÓGICOS DE LA REGIÓN DE MURCIA[25]

Base metodológica

El método permite la identificación de las áreas del territorio con mayor potencial conector entre espacios-núcleo a conectar, fundamentalmente, espacios de la red Natura 2000.

Metodología

Las principales especies animales que podrían requerir unas condiciones adecuadas de conectividad ecológica en el territorio son las incluidas en la Directiva de Hábitat (92/43/CEE) y en el catálogo de especies amenazadas de fauna silvestre de la Región de Murcia (anexo I de la Ley 7/1995, de 21 de abril, de Fauna Silvestre de la Región de Murcia).

Hay que destacar que en el estudio no se han incorporado las áreas de distribución para el análisis de conectividad, sino que se han seleccionado los hábitat incluidos en la Directiva Hábitat considerando que éstos dan soporte a diversas especies que dependen de ellos.

Evaluación de la idoneidad

- Es necesario disponer de información precisa y de calidad sobre la distribución del hábitat, con el fin de poder elaborar modelos de distribución fiables. Resolución planteada: 90 x 90m.
- La distribución de los hábitats debe responder principalmente a gradientes ambientales (hábitat zonales) y estar sometida a fragmentación debida a los usos del territorio.
- El hábitat debe tener un interés alto para la conservación de la biodiversidad en la Región de Murcia, así como en el contexto nacional y europeo.

Análisis de la conectividad

Se requiere disponer de una capa en la que la afinidad del hábitat por cada punto del territorio sea explícitamente especificada. Para ello, se han empleado técnicas de modelado de hábitat (algoritmo de *Random Forest*) para generar mapas de idoneidad del territorio y a partir de ellos obtener mapas de fricción (resistencia) que se ajusten a la realidad con la máxima precisión.

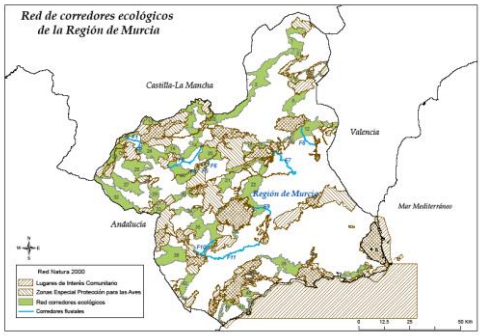
Con esta técnica se obtienen mapas predictivos continuos en los que cada celda contiene la probabilidad de que un determinado hábitat esté presente en función de un conjunto de predictores ambientales. Para el análisis de la conectividad se ha utilizado el ALgoritmo de COnectividad Regional

25

http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=9cb17911-df85-4d4e-aa22-fcc3cdc2261e&groupId=14

(ALCOR). Se basa en el cálculo de superficies de coste que representan la resistencia acumulada que ofrece un determinado paisaje al desplazamiento de las especies o los hábitats a través de él. De este modo, a cada celda de un mapa ráster se le puede atribuir una fricción relativa. ALCOR se puede emplear para valorar la conectividad de los hábitats de interés comunitario en el territorio peninsular español con una resolución de 1 km.

La distribución del hábitat se representa en azul. Los valores de coste obtenidos oscilan entre 0 y 20.569 (valor máximo de coste para el palmital), si bien en la figura se ha ajustado la escala a un valor máximo de 2.015 para conseguir una mejor representación. El modelo asigna el valor -1 a aquellos puntos del territorio que se consideran barreras (máxima fricción).



Diseño de la red de corredores

Para cada hábitat o asociación se definen las zonas de alta conectividad

Identificación de las zonas de conflicto y puntos críticos para la conectividad

- Se consideran las interacciones con las infraestructuras viarias, las urbanizaciones, los usos industriales y agrícolas y la degradación de las riberas.
- Se desarrollan directrices de gestión de la red ecológica

III.3 Discusión

En los anteriores apartados se ha presentado una aproximación a la metodología aplicada para el establecimiento de redes de corredores ecológicos en diferentes regiones y territorios autonómicos como ejemplos de experiencias previas sobre la mejora de la conectividad ecológica en España.

Las metodologías empleadas con base paisajística y sin no considerar un análisis de conectividad ecológica en su diseño, se descartan como base metodológica para estimar la funcionalidad en la red de infraestructura verde a escala estatal, cuyo objetivo prioritario es la conservación de la biodiversidad y por tanto la metodología debe considerar al menos especies y/o hábitats clave.

En línea con las recomendaciones metodológicas de la AEMA, se considera que el estudio de la conectividad ecológica a escala estatal debería incluir el análisis espacial junto con el análisis de grupos funcionales o especies clave, consideradas como paraguas de otras muchas.

ANEXO IV. OTRAS METODOLOGÍAS PARA VALORACIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

Se resumen algunos trabajos que pueden ser de utilidad como aproximación a la valoración y representación cartográfica de un grupo de servicios de los ecosistemas para los que no se han identificado indicadores o metodologías suficientemente desarrolladas. Son los siguientes:

- Aprovisionamiento: 04 Materias primas de origen geótico, 05 Energía renovable, 06 Acervo genético, 07 Medicinas naturales y principios activos.
- Regulación: 14 Control biológico.
- Culturales: 16 Conocimiento científico, 17 Conocimiento ecológico local.

MATERIAS PRIMAS DE ORIGEN GEÓTICO

La extracción de materias primas de origen geótico (metales y minerales no metálicos para consumo) se ha incrementado de forma global en las últimas décadas. Según la Comisión Europea (2011), la productividad del recurso se puede estimar como el PIB/DMC[26] (€/Tn), aunque con ciertas limitaciones ya que, como indicador, la cantidad de algunos recursos no está solo correlacionada con su valor económico, su escasez o su impacto sobre el medio ambiente, sino con las productividades económicas supranacionales. Asimismo, se deberían considerar otros indicadores relativos a la eficiencia de los recursos, que cubren diferentes usos, recursos, impactos económicos y ambientales, como por ejemplo el consumo de materias primas (Raw Material Consumption, RMC). Los Indicadores de eficiencia de recursos tienen en cuenta toda la cadena de suministro, incluidos los flujos indirectos asociados con el procesado de productos y los flujos comerciales (Behrens et al, 2015).

ENERGÍA RENOVABLE

Las fuentes de energía renovable se muestran actualmente como la alternativa sostenible a las empleadas de forma tradicional (centrales de energía térmica o nuclear). Entre ellas, la energía solar concentrada (CSP), la energía hidroeléctrica, la energía eólica y las plantas de energía geotérmica se suelen utilizar para la generación de electricidad, mientras que la biomasa y la energía doméstica geotérmica y solar se tienen a emplear como fuentes de suministro de calor para calefacciones (Dombi et al., 2014). Para su valoración, la energía renovable debería considerarse desde una perspectiva global que respete los criterios de sostenibilidad, es decir, la huella de carbono, la huella hídrica, la huella de la tierra y el coste de la producción energética, que representan la eficiencia ambiental, la eficiencia en el uso del agua, la eficiencia en el uso del suelo y la eficiencia económica, respectivamente (Hadian & Madani, 2015). En particular, debiera además contemplar el impacto sobre la biodiversidad relacionados con la alteración y destrucción de hábitat y afecciones directas e indirectas sobre la flora y fauna silvestres.

ACERVO GENÉTICO

La variedad genética, junto con la variedad específica y ecosistémica, forma parte del conjunto de la biodiversidad. En España, la información relacionada con el total de la diversidad genética está muy disgregada y suele centrarse en un grupo filogenético definido o en una zona, comarca o región determinada. Respecto a los usos tradicionales de razas y especies autóctonas ganaderas, no solo deben ser preservados por su especial importancia en cuanto a su sostenibilidad (Herrera et al., 2014), sino que, además, suponen una garantía de conservación del acervo genético del país. Para su estudio, se dispone del Catálogo Oficial de Razas de Ganado de España recogido en el Anexo I del Real Decreto 45/2019, que contiene la relación oficial y la clasificación de todas las razas ganaderas

[26] Domestic Material Consumption (Consumo interno de materiales)

reconocidas y utilizadas en España por su interés económico, zootécnico, productivo, cultural, medioambiental o social, destinadas a ser objeto de un programa de cría. En referencia al conocimiento de las regiones de procedencia de especies forestales españolas, Martínez et al. (2016) han diseñado un visor que permite identificar geográficamente la procedencia del acervo genético forestal de mayor relevancia en España. Igualmente, los agroecosistemas constituyen una fuente de diversidad genética pero, en este caso, para su valoración se suelen utilizar indicadores económicos como la relación coste/beneficio en distintas formas o los métodos de estimaciones de costes y beneficios asociados a la producción de ecoservicios (Velasco & Aznar, 2016). Con el fin de considerar el acervo genético asociado a la agricultura (biodiversidad agrícola), la Ley 30/2006 regula, en su Título IV, los recursos fitogenéticos e insta a la elaboración del Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales relativos a la Biodiversidad Agrícola (IECTBA), actualmente disponible en la web del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Tardío et al., 2018).

MEDICINAS NATURALES Y PRINCIPIOS ACTIVOS

Por otro lado, según la FAO, en España hay más de 500 especies silvestres de plantas vasculares que son utilizadas en alimentación, a las que se suman otras 1200 especies utilizadas como plantas medicinales, lo que representa algo más del 20% de la flora española (MAGRAMA, 2015). Entre otros, destacan los estudios etnobotánicos de Benítez et al. (2010, 2017), Morales et al. (2011) o Alarcón et al. (2015).

CONTROL BIOLÓGICO

En cuanto a los servicios de regulación de control biológico, Maes et al. (2018) proponen indicadores para cuantificar los daños producidos por insectos, enfermedades y parásitos, así como la presencia de especies alóctonas invasoras en un territorio. Sin embargo, estos indicadores se refieren al impacto producido y no al resultado del control biológico en sí mismo. En España, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación ha elaborado una serie de guías metodológicas de Gestión Integrada de Plagas (GIPs), organizadas por grupos de cultivos, que tienen como finalidad servir de orientación a agricultores y asesores para conseguir implantar los principios de gestión integrada de plagas en toda la producción agrícola nacional. Para algunos tipos de cultivos, entre los que se encuentran viñedos, olivares, frutales y cítricos, las guías de GIPs muestran alternativas biológicas de control a los medios químicos, especificándose las especies que llevan a cabo de forma natural el control biológico de las plagas más comunes en España. En el caso de las plagas asociadas a cultivos herbáceos (cereales) no se han detectado organismos que garanticen una buena eficacia de control biológico (MAPA, 2019).

CONOCIMIENTO CIENTÍFICO

Los servicios culturales relacionados con el conocimiento científico y el conocimiento ecológico local pueden valorarse a partir del estudio de recopilación de información en cada materia. Numerosas iniciativas de participación científica reúnen las condiciones para considerar los ecosistemas como espacios de conocimiento científico. Entre ellas, destaca la creación del Nodo Español de la Global Biodiversity Information Facility, perteneciente al CSIC y cuyo objetivo es poner a disposición de la ciudadanía toda la información sobre biodiversidad actualizada, estandarizada y validada científicamente, procedente de proyectos e instituciones españolas (GBIF, 2019). El uso creciente de las bases de datos de la GBIF presente en la literatura científica indica que se trata de una fuente original de información científica actualmente puntera y en creciente expansión (Ariño et al., 2018). Asimismo, la información aportada por los programas de seguimiento implementados en Espacios Naturales Protegidos puede ser empleada como fuente de conocimiento científico. Por ejemplo, la Red de Parques Nacionales es actualmente considerada como un escenario natural para realizar actividades de investigación y seguimiento (Bonache et al., 2016).

CONOCIMIENTO ECOLÓGICO LOCAL

Por otro lado, el mantenimiento del conocimiento ecológico local supone un servicio relevante en cuanto a la preservación del patrimonio cultural en distintas regiones de España, tal y como muestran los trabajos de Iniesta-Arandia et al. (2015) y Castillo Ruiz y Martínez Yáñez (2015). El modelo territorial que ofrece la Infraestructura Verde impulsa el desarrollo de actividades encaminadas a recuperar el conocimiento ecológico local, con la implantación de agrosistemas sostenibles tanto en los ámbitos urbanos y periurbanos como en el entorno rural. Entre las iniciativas a destacar cabe citar el Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales relativos a la Biodiversidad (IECTB) promovido por el MITECO, se centra en los conocimientos tradicionales relacionados con la biodiversidad silvestre de España –flora, fauna y ecosistemas– así como componentes de la geodiversidad, íntimamente ligados con la diversidad biológica. El inventario recoge conocimientos tradicionales previamente publicados identificados a partir de técnicas directas de recogida de datos (entrevistas in situ a informantes locales y observación de participantes (fuentes primarias). Asimismo, el proyecto CONECT-e, una plataforma interactiva de recogida y transmisión de conocimientos tradicionales relativos a plantas, animales, hongos, variedades tradicionales de cultivos o ecosistemas, que promueve la conservación y la difusión del conocimiento ecológico tradicional (CONECT-e, 2019). El establecimiento de este tipo de actividades consideradas como reservorios de patrimonio biocultural (MAGRAMA, 2014), así como el estudio de datos recopilados por proyectos como CONECT-e podrían servir como indicadores del servicio ecosistémico cultural de conocimiento ecológico local.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AEMA. 2005. *El medio ambiente europeo, estado y perspectivas 2005*. Copenhague, Agencia Europea de Medio Ambiente.

AEMA. 2014. *Spatial analysis of green infrastructure in Europe*. EEA Technical report Luxembourg: Publications Office of the European Union. https://doi.org/10.2800/11170

Alarcón R., Pardo-de-Santayana M., Priestley C., Morales R., Heinrich, M. 2015. Medicinal and local food plants in the south of Alava (Basque Country, Spain). *Journal of ethnopharmacology*, 176: 207-224.

Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E., 2003. The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model. Landsc. Urban Plan. 64, 233–247. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6

Ariño A., Noesgaard D., Hjarding A., Schigel D. 2018. Biodiversity Information Services: A (not-so-) little knowledge that acts. *Biodiversity Information Science and Standards*.

Baró, F., Palomo, I., Zulian, G., Vizcaino, P., Haase, D., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. *Land Use Policy*, 57, 405-417.

Behrens A., Taranic I., Rizos V. 2015. *Resource Efficiency Indicators for Policy-Making*. Nº 415 CEPS. 19pp.

Benítez G, González-Tejero MR, Molero-Mesa J. 2010. Pharmaceutical ethnobotany in the western part of Granada Province (southern Spain): ethnopharmacological synthesis. *J Ethnopharmacol*,129(1): 87-105.

Benítez G., Molero-Mesa J., González-Tejero M.R. 2017. Gathering an edible wild plant: food or medicine? A case study on wild edibles and functional foods in Granada, Spain. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 86(3): 3550. https://doi.org/10.5586/asbp.3550

Biró E, Bouwma I, Grobelnik V. 2006. *Indicative map of the Pan European Ecological Network in South-eastern Europe*. Technical Background document, Tilburg, ECNC European Centre for Nature Conservation, ECNC Technical Report series.

Bonache J., de Mingo-Sancho G., Serrada J., Amengual P., Perales J., Martínez R., Rodado S., Albornos E. 2016. El seguimiento y la evaluación a largo plazo en la Red española de Parques Nacionales. *Ecosistemas* 25(1): 31-48. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-1.05

Bouwma I.M., Jongman R.H.G., Butovsky R.O. 2002. *Indicative map of the pan-European ecological network for central and Eastern Europe*. Technical background document. ECNC, Technical report series, Tilburg/Budapest, p 101.

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., & Müller, F. (2014). Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands-Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online*, 34, 1-32.

Burkhard B, Maes J (Eds.) 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Burkhard B, Santos-Martin F, Nedkov S, Maes J. 2018. An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). One Ecosystem 3: e22831. https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e22831

Cátedra UNESCO sobre Desarrollo Sostenible y Educación Ambiental de la UPV. 2018. Guía metodológica para el cartografiado de los Servicios de los Ecosistemas de Euskadi.

Castillo Ruiz J., Martínez Yáñez C. 2015. *El Patrimonio Agrario: la construcción cultural del territorio a través de la actividad agraria*. Universidad Internacional de Andalucía. Sevilla. 460 p.

COM(2011) 571 final. *Analysis associated with the Roadmap to a Resource Efficient Europe*. Part I. Commission staff working paper. Brussels, 20.9.2011. SEC(2011) 1067 final.

CONECT-e, 2019. Enlace a CONECT-e: https://www.conecte.es/index.php/es/

Council of Europe, 1996. Pan-European biological and land-scape diversity strategy. Nature and environment, Nº 74. Council of Europe Press, Strasbourg, pp. 50.

Cushman, S.A., McKelvey, K.S., Schwartz, M.K., 2009. Use of Empirically Derived Source-Destination Models to Map Regional Conservation Corridors. Conserv. Biol. 23, 368–376. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01111.x

de-Miguel, S., Bonet, J. A., Pukkala, T., & de Aragón, J. M. (2014). Impact of forest management intensity on landscape-level mushroom productivity: a regional model-based scenario analysis. *Forest Ecology and Management*, *330*, 218-227.

de la Fuente, B., Mateo-Sánchez, M.C., Rodríguez, G., Gastón, A., Pérez de Ayala, R., Colomina-Pérez, D., Melero, M., Saura, S., 2018. Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. Land use policy 75, 429–441. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.002

Décret n° 2014-45 du 20 janvier 2014 portant adoption des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques. Version consolidée au 20 février 2018. Ministère de L'écologie, du Développement Durable et de L'énergie de la République française.

Décret nº 2012-1492, du 27 décembre 2012, relatif à la trame verte et bleue. Ministère de L'écologie, du Développement Durable et de L'énergie de la République française.

Díaz, M., Concepción, E.D., Oviedo, J.L., Álvarez-Farizo, B., Campos, P. 2020. A comprehensive indicator for threatened biodiversity valuation. *Journal of Applied Ecology* (submitted).

Dombi M., Kuti I., Balogh P. 2014. Sustainability assessment of renewable power and heat generation technologies. *Energy Policy*, 67: 264-271.

Dondina, O., Saura, S., Bani, L., Mateo-Sánchez, M.C., 2018. Enhancing connectivity in agroecosystems: focus on the best existing corridors or on new pathways? Landsc. Ecol. 9. https://doi.org/10.1007/s10980-018-0698-9

EME 2011. Ecosistemas y biodiversidad para el bienestar humano. Evaluación de los Ecosistemas del milenio de España. Síntesis de Resultados. Fundación Biodiversidad. MAGRAMA, Madrid.

ESMERALDA 2019 (Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking). n.d. http://www.esmeralda-project.eu/.

GBIF, 2019. Enlace a GBIF: www.gbif.es

Gurrutxaga, M., Rubio, L., Saura, S., 2011. Landscape and Urban Planning Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways : A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). Landsc. Urban Plan. 101, 310–320. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.036

Hadian S., Madani K. 2015. A system of systems approach to energy sustainability assessment: Are all renewables really green?. *Ecological Indicators*, 52: 194-206.

Haines-Young R. & Potschin M.B. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu

Hanski I, 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford: Oxford, University Press.

Herrando S, Brotons L, Estrada J, Guallar S, Anton M. 2011. Atles dels ocells de Catalunya a l'hivern 2006-2009. *Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions*. Barcelona.

Herrera Calvo P.M. 2013. Ecología del paisaje. Conectividad ecológica y territorio. Una aproximación al estado de la cuestión desde una perspectiva técnica y científica. [In Santos y Ganges & Herrera

Calvo (coords.), 2013. Planificación espacial y conectividad ecológica. Los corredores ecológicos. Universidad de Valladolid. Dosier Ciudades, 1.]: 43-70.

Herrera Calvo P.M., Davies J., Baena P.M. 2014. *The Governance of Rangelands: collective action for sustainable pastoralism*. Earthscan from Routledge. 298pp.

Iniesta-Arandia I., García del Amo D., García-Nieto A.P., Pineiro C., Montes C., Martín-López B. 2015. Factors influencing local ecological knowledge maintenance in Mediterranean watersheds: insights for environmental policies. *Ambio*, 44(4): 285-296

Jongman R.H.G., Bouwma I.M., Van Doorn A. 2006. *Indicative map of the pan-European ecological network in Western Europe*. Technical Background Document. Alterra Report 1429, p 103.

Jongman R.H.G., Bouwma I., Griffioen A., Jones-Walters L., Doorn A. 2011. The pan European ecological network: PEEN. *Landscape Ecology*, 26: 311-326.

Landguth, E.L., Hand, B.K., Glassy, J., Cushman, S.A., 2015. UNICOR User manual

Landguth, E.L., Hand, B.K., Glassy, J., Cushman, S.A., Sawaya, M.A., 2012. UNICOR : a species connectivity and corridor network simulator. Ecography (Cop.). 9–14. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07149.x

Lanzas M, Hermoso V., de-Miguel S., Bota G., Brotons L. 2019. Designing a network of green infrastructure to enhance the conservation value of protected areas and maintain ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 651: 541-550.

Legendre, P. & Gallagher, E. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271–280.

Ley 30/2006, de 26 de julio, de semillas y plantas de vivero y de recursos fitogenéticos.

MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.

Maes J, Teller A, Erhard M, Grizzetti B, Barredo JI, Paracchini ML, Condé S, Somma F, Orgiazzi A, Jones A, Zulian A, Vallecilo S, Petersen JE, Marquardt D, Kovacevic V, Abdul Malak D, Marin AI, Czúcz B, Mauri A, Loffler P, Bastrup-Birk A, Biala K, Christiansen T, Werner B (2018) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg.

MAGRAMA, 2014. Agricultura familiar. Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. *Revista Ambienta*, 107: 132 pp. www.revistaambienta.es

MAGRAMA, 2015. Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad para la Alimentación y la Agricultura. Elaborado para el Informe FAO sobre el Estado de la Biodiversidad para la Alimentación y la Agricultura en el Mundo. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 324 pp. Madrid.

MAPA, 2019. Enlace a Guías de GIPs: https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/productos-fitosanitarios/guias-gestion-plagas/default.aspx

Martínez J., Auñón F.J., De Miguel J., Sánchez de Ron D., García del Barrio J. 2016. Visor web de la distribución de las principales especies forestales y sus regiones de procedencia en España. In *Avances en Biogeografía: Áreas de distribución: Entre puentes y barreras*. Editorial Universidad de Granada. pp. 37-46. https://sites.google.com/site/distribsppforesregproc/home

Márquez-Barraso, S.; del Barrio, G.; Ruiz, A.; Simón, JC.; Sanjuán, M.E.; Sánchez, E. & Hidalgo, R. (2015). Conectividad del paisaje para tipos de hábitat zonales de interés comunitario en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 356 pp.

Mateo Sánchez, M.C., Balkenhol, N., Cushman, S., Pérez, T., Domínguez, A., Saura, S., 2015. Estimating effective landscape distances and movement corridors : comparison of habitat and genetic data. Ecosphere 6, 1–16.

Mateo Sánchez, M.C., Cushman, S.A., Saura, S., 2014. Connecting endangered brown bear subpopulations in the Cantabrian Range (north-western Spain). Anim. Conserv. 17, 430–440. https://doi.org/10.1111/acv.12109

Morales R., Tardío J., Aceituno L., Molina M., Pardo-de-Santayana M. 2011. Biodiversidad y etnobotánica en España. *Biodiversidad. Aproximación a la diversidad botánica y zoológica de España. Real Sociedad Española de Historia Natural, Madrid*, 157-207.

NPPF, National Planning Policy Framework. 2019. Ministry of Housing, Communities and Local Government. United Kingdom.

Real Decreto 45/2019, de 8 de febrero, por el que se establecen las normas zootécnicas aplicables a los animales reproductores de raza pura, porcinos reproductores híbridos y su material reproductivo, se actualiza el Programa nacional de conservación, mejora y fomento de las razas ganaderas y se modifican los Reales Decretos 558/2001, de 25 de mayo; 1316/1992, de 30 de octubre; 1438/1992, de 27 de noviembre; y 1625/2011, de 14 de noviembre.

Rodoman BB. 1974. Polijarzacija landsafta kak sredstvo sochraenija biosfery i rekreacionnych resursov [*Polarization of landscape as a manage agent in protection of biosphere and recreational resources*]. In Resursy, Sreda, Raselenije, Nauka: Moskva, pp. 150-162.

Ruiz-González, A., Gurrutxaga, M., Cushman, S.A., Madeira, M.J., Randi, E., Gómez-Moliner, B.J., 2014. Landscape genetics for the empirical assessment of resistance surfaces: The European pine marten (Martes martes) as a target-species of a regional ecological network. PLoS One 9. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110552

Santos-Martín F., García Llorente M.; Quintas-Soriano C., Zorrilla-Miras P., Martín-López B., Loureiro M., Benayas J.; Montes M. (2016). Spanish National Ecosystem Assessment: Socio-economic valuation of ecosystem services in Spain. Synthesis of the key findings. Biodiversity Foundation of the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment. Madrid, Spain 68 pp. ISBN: 978-84-608-8776-8.

Santos-Martin, F., Zorrilla-Miras, P., Palomo-Ruiz, I., Montes, C., Benayas, J., Maes, J. (2018). Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. Ecosystem Services. 15. 43-51. 10.1016/j.ecoser.2018.11.006.

Saura, S., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., Dubois, G., 2017. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? Ecol. Indic. 76, 144–158. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.047

Saura, S., Bertzky, B., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., Dubois, G., 2018. Protected area connectivity : Shortfalls in global targets and country-level priorities. Biol. Conserv. 219, 53–67. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.020

Saura, S., Mateo Sánchez, M.C., De La Fuente Martín, B., Gastón González, A., 2016. Estudio para la identificación de redes de conectividad entre espacios forestales de la Red Natura 2000 en España.

Saura Martínez de Toda, S., Mateo Sánchez, M.C., de la Fuente Martín, B., Gastón González, A. 2016. *Estudio para la identificación de redes de conectividad entre espacios forestales de la Red Natura 2000 en España.* ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid. 56 pp. http://awsassets.wwf.es/downloads/Informe_final_estudio_conectores_UPM.pdf

Santolini R. 2012. *The indicators for the ecological network. Indicators for monitoring of durable development in the Alpine regions. A synthesis*. Platform "Ecological Network" of the Alpine Convention. Urbino University, Italy.

Schilleci F, Lotta F & Todaro V. 2015. Il territorio connesso. *Urbanistica*, *263*: 83-86.

SNB, 2010. *Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020*. Premier Ministre. République Française.

Tardío J., Pardo de Santayana M., Morales, R., Molina, M., Aceituno, L. (editores). 2018. Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales Relativos a la Biodiversidad Agrícola. Volumen 1. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 420 pp.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., Taylor, P.D., Fahrig, L., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68, 571–573.

Valero A., Valero A., Calvo G. 2015. Using thermodynamics to improve the resource efficiency indicator GDP/DMC. *Resources, Conservation and Recycling*, 94: 110-117.

Velasco Muñoz J.F., Aznar Sánchez J.Á. 2016. La valoración económica de los ecoservicios en los agroecosistemas en España: Marco conceptual y metodológico. *Pecvnia: Revista de la Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de León*, 22: 75-93.

Vihervaara, P., Mononen, L., Nedkov S., Viinikka, A., et al. (2018). Biophysical mapping and assessment methods for ecosystem services. Deliverable D3.3 EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007.

Watts ME, Klein C, Stewart R, Ball IR, & Possingham H. 2008. *Marxan with Zones (V1.0.1): Conservation Zoning using Spatially Explicit Annealing*, a Manual