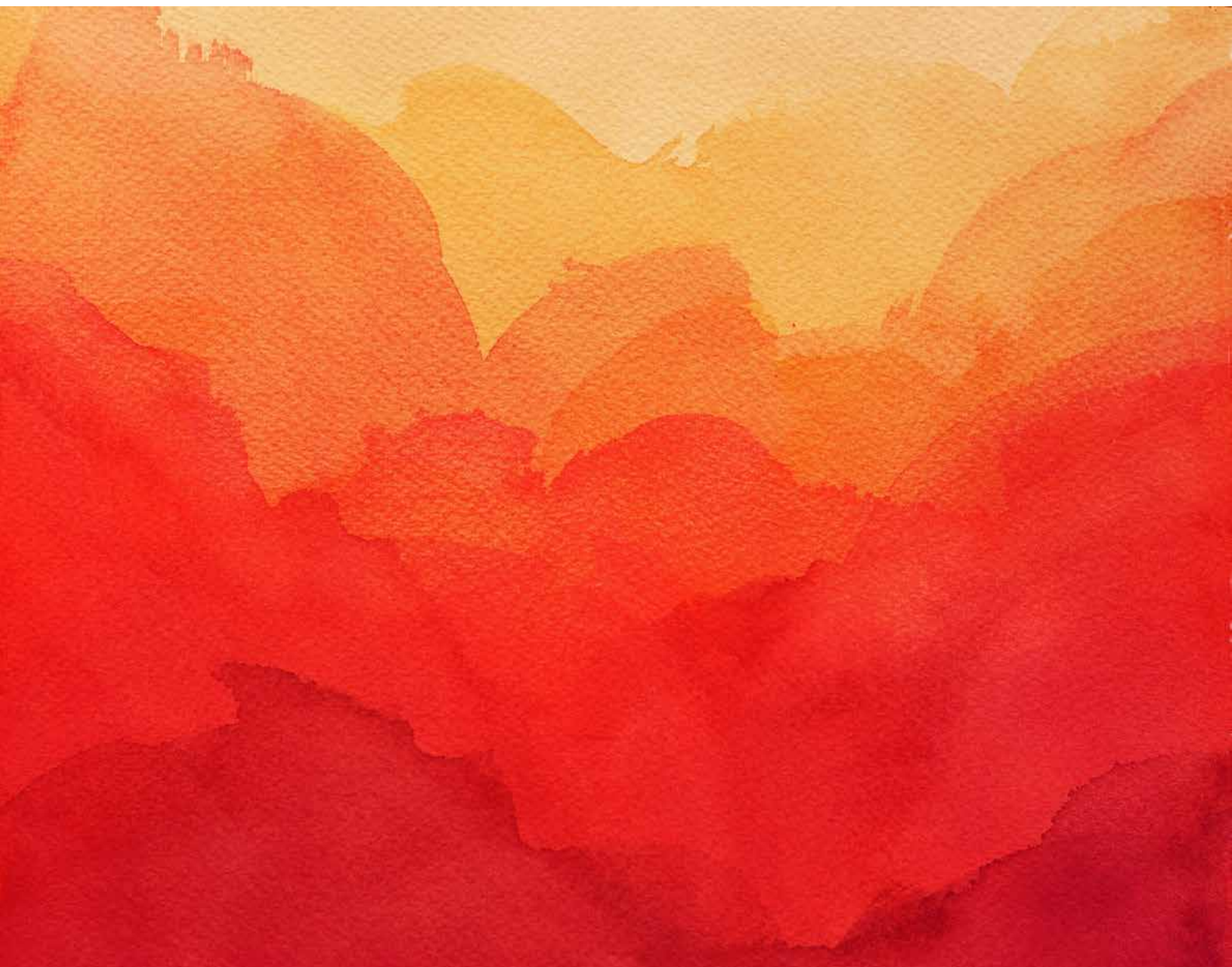


Coherencia ecológica de la Red Natura 2000

Aproximación plausible basada en la Región
Biogeográfica Macaronésica



Gabriel del Barrio, Ricardo García Moral,
Mario Mingarro, Neftalí Sillero, Juan Carlos Simón,
Manuel Ángel Vera, Ana Zuazu Bermejo

Coherencia ecológica de la Red Natura 2000

**Aproximación plausible basada en la Región
Biogeográfica Macaronésica**



Madrid, 2025

AVISO LEGAL: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.

El presente documento se realizó en el marco del proyecto *Continuación del 'Proceso Biogeográfico Natura 2000' en las Regiones Mediterránea y Macaronésica de la U.E.*, promovido y financiado por la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación, del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo Martín¹

Coordinación general

María Regodón²

Autores principales

Gabriel del Barrio³, Ricardo García Moral⁴, Mario Mingarro³, Neftalí Sillero⁵, Juan Carlos Simón⁶, Manuel Ángel Vera⁷, Ana Zuazu Bermejo⁶

Revisión editorial

Jaime Galán², Marina Gaona², Adrián García² y Samuel Suárez-Ronay²

¹ Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

² Tragsatec. Grupo Tragsa

³ Estación Experimental de Zonas de Áridas (EEZA – CSIC)

⁴ Biosfera XXI Estudios Ambientales S.L.

⁵ Faculdade de Ciencias. Universidade do Porto

⁶ Atecma (Asesores Técnicos de Medio Ambiente S.L)

⁷ Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias⁸

Autores colaboradores

Yolanda Aranda, Ricardo Araújo, Duarte Barreto, Vanda Carmo, Cláudia Correia, Luis Filipe Dias e Silva, Francisco Fernandes, Diana C. Pereira, Sofía Rodríguez, Miriam Ruiz, Carla Silva, Juan L. Silva.

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:

Del Barrio, G. et al., 2025. *Coherencia ecológica de la Red Natura 2000. Aproximación plausible basada en la Región Biogeográfica Macaronésica*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid.

Las opiniones que se expresan en esta obra no representan necesariamente la posición del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. La información y documentación aportadas para la elaboración de esta monografía son responsabilidad exclusiva de los autores.



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita

© SUBSECRETARÍA

Gabinete Técnico

NIPO (en línea): 665-25-043-7

Diseño y maquetación: Tragsatec. Grupo Tragsa

Tabla de contenido

| | |
|---|----|
| Prefacio | 6 |
| 1. Introducción | 7 |
| 1.1. Antecedentes..... | 9 |
| 1.2. Problemas..... | 9 |
| 1.3. Objetivos..... | 11 |
| 2. Definición operativa de coherencia | 12 |
| 2.1. La Red Natura 2000..... | 12 |
| 2.2. Definición de coherencia..... | 14 |
| 2.3. Unidades y dominios espaciales de referencia..... | 15 |
| 3. Componentes de la coherencia: definiciones e implementación | 17 |
| 3.1. Representatividad..... | 17 |
| 3.1.1. Representatividad abiótica..... | 18 |
| 3.1.2. Representatividad biótica..... | 23 |
| 3.1.3. Representatividad en un mundo cambiante..... | 25 |
| 3.2. Rareza, endemidad y redundancia..... | 31 |
| 3.2.1. Rareza..... | 31 |
| 3.2.2. Endemidad..... | 32 |
| 3.2.3. Redundancia..... | 33 |
| 3.3. Conectividad..... | 33 |
| 3.3.1. Modelos de conectividad basados en superficies de coste..... | 36 |
| 3.3.2. Metodología..... | 38 |
| 3.3.3. Aplicación a la Red Natura 2000..... | 39 |
| 3.4. Resiliencia..... | 41 |
| 3.4.1. Definición de resiliencia..... | 41 |
| 3.4.2. Método para calcular la resiliencia..... | 41 |
| 4. Evaluación de la coherencia | 49 |
| 4.1. Todos o ninguno..... | 50 |
| 4.2. Suma ponderada..... | 50 |
| 4.3. Aproximación integrada..... | 51 |
| 4.4. Evolución..... | 52 |
| 4.5. Niveles de gestión y dominios espaciales..... | 52 |
| 5. Datos geoespaciales necesarios | 55 |
| 5.1. Red de parcelas de campo con inventarios de especies..... | 55 |
| 5.2. Distribuciones observadas de hábitats y especies..... | 56 |
| 5.3. Variables climáticas..... | 57 |
| 5.4. Biblioteca de distribuciones predictivas de hábitats..... | 57 |
| 6. APÉNDICE: datos actuales de los hábitats terrestres macaronésicos | 61 |
| 7. Referencias | 66 |

El trabajo que se presenta a continuación es fruto de los resultados del grupo de trabajo promovido por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO] con el objetivo de avanzar en el desarrollo de una definición operativa de coherencia ecológica para la Red Natura 2000, realizando una aproximación aplicada para la Región Biogeográfica Macaronésica. La labor de este grupo, cuya constitución fue acordada en el Primer Seminario Biogeográfico de la Región Macaronésica [Funchal, Madeira; 2018], se enmarca en el "Proceso Biogeográfico Natura 2000" impulsado por la Comisión Europea.

El grupo, que llevó a cabo sus trabajos entre mayo de 2023 y mayo de 2024, estuvo formado por expertos y representantes de las administraciones públicas de los tres archipiélagos que conforman la Región Biogeográfica Macaronésica de la UE: Azores, Canarias y Madeira, y fue coordinado por el MITECO. El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico de España agradece a todos ellos y, en especial, al Governo dos Açores, Gobierno de Canarias, y Governo Regional da Madeira, su interés y el compromiso mostrados.

Prefacio

Este documento está concebido como una nota conceptual, esperando servir como referencia o inspiración para lectores que aborden por primera vez el problema de la coherencia de la Red Natura 2000. Su propósito es crear un cuerpo conceptual conciso, y demostrar su viabilidad proponiendo un ensamblaje de técnicas que convergen hacia un procedimiento de evaluación. Transmitir la operatividad del conjunto se ha considerado prioritario respecto a revisar detalladamente las piezas que lo componen. Es decir, la selección de técnicas incorporada en cada componente de la coherencia no es excluyente, y los modelos aquí presentados podrían ser sustituidos por otros con tal de que jueguen un papel equivalente en el resultado final. Desde este punto de vista, prácticamente ninguna parte del documento reemplaza a una revisión profunda del tema en cuestión, y las referencias bibliográficas se han reducido al mínimo imprescindible para asegurar la comprensión.

Confrontados con la necesidad de especificar y ensamblar una aproximación técnica a la coherencia de una red de conservación como Natura 2000, parecía más lógico usar una Región Biogeográfica concreta como banco de pruebas, que disertar sobre problemas generales. La Región Macaronésica es única en este sentido, porque su dimensión insular añade oportunidades teóricas interesantes, no solo relativas a la persistencia de hábitats y especies, sino también a aspectos metodológicos como la relación entre escala espacial y tamaño del área de estudio. Sin embargo, incluso habiéndola tomado como hilo conductor, la experiencia previa en las técnicas tratadas sobre ésta y otras regiones es limitada. Eso explica que muchos de los ejemplos desarrollados provengan de otras regiones biogeográficas, y que este documento no deba ser tomado como un protocolo para evaluar la coherencia de la Red Natura 2000 en la Región Macaronésica en particular.

Mientras que los autores han puesto un esfuerzo especial en explicar las técnicas de manera concreta y reproducible, eso es menos cierto para los aspectos administrativos y de gestión. La razón es que el concepto de coherencia de una red puede ser dotado de una base teórica, para cuyo ensayo pueden especificarse técnicas objetivas. Sin embargo, la gestión, y particularmente su interfaz con una componente técnica, es más un problema heurístico que teórico. Es decir, se debe partir de una relación prototípica entre responsables de política de conservación, gestores y técnicos, que establezca retroalimentaciones funcionales entre estos tres tipos de actores. Lo cual es más sencillo de decir que de hacer, ya que los intereses y restricciones de cada tipo proceden de mundos y lógicas diferentes. Por tanto, las interacciones deben ir refinándose durante la solución de un problema. La contribución esperada de este documento es proporcionar semillas para dichas interacciones, de modo que el refinamiento heurístico pueda alcanzarse sobre una base sólida y explícita.

Gabriel del Barrio

1. Introducción

1.1. Antecedentes

La biodiversidad y los paisajes naturales y seminaturales se encuentran seriamente amenazados desde el inicio de la Revolución Industrial. Ese hito marcó el desarrollo de procesos de explotación y transformación de recursos naturales que cambiaron profundamente el paisaje en términos de intensificación de uso, fragmentación y contaminación. De modo general, estas fuerzas de cambio se iniciaron gradualmente en múltiples localizaciones, y sus efectos acabaron fusionándose en una estructura espacial que tendía a dejar los paisajes iniciales, anteriormente dominantes, como islas dentro de paisajes artificiales con grados variables de alteración.

Las sociedades occidentales que originaron dicha Revolución Industrial, por su capacidad de arrastre, sea por colonización o emulación, generalizaron ese problema a todo el planeta. Ello dio lugar a políticas de conservación con el objetivo de conservar la biodiversidad y ecosistemas de referencia, que se empezaban a percibir como vulnerables frente a la intensidad del cambio global así desatado. De este modo surgieron las áreas protegidas, las cuales se han convertido en una de las medidas más eficaces para la conservación de la biodiversidad.

En la actualidad, los escenarios de conservación comparten, en proporciones variables, atributos de dos manifestaciones extremas de cambio espacial. Por un lado, habría una situación más bien resiliente, en la que las reservas de paisajes y ecosistemas naturales abarcan grandes extensiones de terreno que [probablemente] exceden la superficie necesaria para asegurar la estabilidad de los ecosistemas concernidos. Centrados en ambientes terrestres, dos ejemplos son The Kavango Zambezi Transfrontier Conservation Area, Zambia, Botswana, Namibia, Zimbabwe, and Angola [519.912 km²] o el Yukon Delta National Wildlife Refuge, Canada [77.538 km²]. Tamaños como esos no garantizan por sí mismos la pervivencia de los ecosistemas que albergan, pero, al menos, cabe suponer que los recursos genéticos y tróficos necesarios para resistir perturbaciones se encuentran contenidos dentro del espacio preservado.

En el otro extremo, habría reservas relativamente pequeñas que conservan trozos de paisaje relictos, entremezcladas en el seno de una matriz territorial profundamente transformada. Los ejemplos mayores en el caso de España son los parques nacionales de Picos de Europa [647 km²] o Doñana [543 km²], pero en el conjunto de Europa no son raros los parques nacionales con extensiones de unos pocos kilómetros cuadrados.

Las islas, debido a su configuración espacial, son un caso particular del segundo tipo de escenario. Aquí, las reservas, necesariamente pequeñas, se encuentran rodeadas por un territorio marginal con niveles variables de artificialización. Por ejemplo, en Madeira hay reservas tan pequeñas como el Área Protegida do Cabo Girão [3,15 km²], y otras comparativamente similares en extensión a las continentales, como el Parque Natural da Madeira [444 km²]. Todas ellas experimentan un alto contraste entre el territorio protegido y el no protegido a causa del grado de ocupación de este último, y la solución tiende más a aumentar la cantidad de territorio protegido [58% de la superficie terrestre en Madeira] que a reducir dicho contraste.

La necesidad de conservar la biodiversidad en esos dos tipos de escenarios ha influido en las aproximaciones científicas y técnicas desarrolladas respectivamente. En el primer tipo de escenarios prevaleció la figura de parque nacional como gran reserva autocontenida. El caso de Yosemite National Park en EEUU fue el primero, y todavía resulta paradigmático: colonizadores europeos a mediados del siglo XIX quedaron fascinados por los valores estéticos y naturales del área, impulsando una figura legal que asegurase su conservación. No teniendo particulares limitaciones de espacio, 3,074 km² fueron designados para este fin.

Las aproximaciones científicas clásicas para optimizar objetivos de conservación estuvieron fuertemente influidas por este tipo de escenarios. Por ello, en general, tendían a priorizar la representatividad de las especies respecto a la disponibilidad de los espacios, dando por sentado que identificar y designar estos últimos sería un problema secundario [Margules *et al.*, 1988]. Este paradigma dio lugar a dos importantes avances conceptuales, optimalidad y complementariedad. El concepto de optimalidad fue desarrollado en este contexto, definiendo como tal la máxima eficiencia de representación en términos de la cantidad de terreno protegido [Pressey y Nicholls, 1989]. Por otra parte, el principio de complementariedad [Faith *et al.*, 2003] evalúa nuevas reservas añadidas por su capacidad para complementar, más que duplicar, las propiedades de las reservas existentes dados unos objetivos de conservación. A partir de ahí se desarrollaron métodos matemáticos para seleccionar de forma semiautomática reservas naturales, como por ejemplo los heurísticos [Pressey *et al.*, 1996]. Este

tipo de métodos encontraba su mayor desafío en la solución al problema de la optimalidad, y para ello asumían que el tamaño del territorio de donde extraer una colección eficiente de reservas no imponía limitaciones prácticas. De manera consistente, las áreas de estudio que alimentaban esos estudios se encontraban con frecuencia en Norteamérica, Suráfrica o Australia.

Ni los métodos basados en grandes parques nacionales, ni los basados en reservas de conservación optimizadas, tuvieron gran aplicación en el segundo tipo de escenario. Por ejemplo, los parques nacionales declarados en España forman un conjunto heterogéneo de extracciones paisajísticas basadas en la singularidad, y sus extensiones probablemente no podrían garantizar por sí solas los objetivos de conservación que se establecieron en el momento de la declaración. Respecto a la optimización objetiva de reservas, la cantidad de territorio disponible, tanto por valores naturales como por derechos de explotación, es tan reducida en este tipo de escenario, que el problema es más frecuentemente proteger lo que queda, que optimizar matemáticamente una selección mínima.

La Red Natura 2000 fue la respuesta europea a la necesidad de preservar la biodiversidad. Tres factores influyeron en su comienzo: las semillas conceptuales desarrolladas por la escuela australiana de conservación [incluso si su aplicación no era directa al caso europeo], las constataciones descritas en el párrafo anterior, y el impulso integrador de una Unión Europea relativamente joven. La Red Natura 2000 nació como un sistema cohesivo pan-europeo de reservas de conservación, que distinguía explícitamente entre espacios, hábitats y especies, y fue mandatada desde el principio para ser coherente. Su precursor fue el Programa Europeo Biotopos/CORINE, que surgió a finales de la década de los años 80 del pasado siglo y que tuvo como objetivo realizar un inventario europeo de la UE de los principales sitios naturales.

En la práctica, el crecimiento y desarrollo de la Red Natura 2000 fue más bien de abajo a arriba que al revés. Es decir, más que buscar reservas con las que optimizar la representatividad o complementariedad de las selecciones, los lugares eran designados de manera oportunista. Su incorporación a la Red Natura 2000 dependía de lo que quedaba disponible como territorio natural,

de la titularidad de las tierras y de la actitud de los agentes económicos implicados.

Conviene señalar que el territorio europeo en general lleva muchos siglos siendo densamente habitado. Ello significa que la mayoría de sus paisajes ha atravesado ciclos de explotación-abandono, y que la noción de naturalidad prístina apenas existe, tan solo en localizaciones pequeñas e inaccesibles.

La Red Natura 2000 creció más por acreción que por planificación. A pesar de ello, en pocos años alcanzó tamaños considerables dentro de todos los países de la UE donde, en conjunto, consta de 27027 lugares que ocupan el 18.6%

del territorio. En Portugal, la Red Natura 2000 está formada por 167 lugares que representan el 20.6% de su territorio nacional, cifras que, en España, se incrementan a 1858 lugares y 27.3% del territorio. Respecto a la Región Biogeográfica Macaronésica, la Región Autónoma de Madeira [Portugal], contiene actualmente por 19 lugares, representando un 32% de su superficie terrestre; la Región Autónoma de Azores [Portugal] está formada por 41 lugares que alcanzan el 15% de su superficie terrestre; y la Comunidad Autónoma de Canarias [España] tiene 188 lugares en el 38% de su superficie. Estas cifras sugieren que la Red Natura 2000 ha completado su faceta de colección suficiente, respecto a la cual cabe suponer difusamente que cumple sus objetivos de conservación.

1.2. Problemas

La Red Natura 2000 consiste actualmente en un conjunto de reservas de conservación embebidas en una matriz territorial bastante alterada y muy dinámica socio-económicamente. Aunque la cantidad agregada de territorio es grande, dichas reservas tienen tamaños más bien pequeños y distancias arbitrarias entre ellas, en una fragmentación que ciertamente no facilita su persistencia individual. Por tanto, es urgente definir la Red Natura 2000 como sistema y evaluar su coherencia, desarrollando el mandato inicial de la Directiva de Hábitats que reconocía que el conjunto de la red solo sería estable si se formalizaban y promovían transferencias, redundancias y complementariedades entre los lugares protegidos.

Es curioso observar que, a pesar de la necesidad unánimemente reconocida de definir la Red Natura 2000 como un sistema interconectado, los progresos formales realizados en este sentido han sido muy limitados. La conectividad ecológica ha recibido mucha atención en este contexto. La base para ello es que, al referirse a tránsitos de especies silvestres a través del paisaje, tiene un potencial esquelético para el conjunto de la Red Natura 2000, permitiendo vincular elementos de la red distantes entre sí a través de la matriz de paisaje no protegido.

Así, la conectividad ecológica ha sido reconocida como una propiedad esencial de las redes de conservación [Gurrutxaga *et al.*, 2010], e incluso se han sugerido políticas territoriales concretas para favorecerla en Europa mediante la Red Natura

2000 [Kettunen *et al.*, 2007]. Sin embargo, las propuestas concretas que exceden el ámbito local son relativamente raras. En el caso de España, Marquez Barraso *et al.*, [2015] modelizaron la conectividad de 33 hábitats zonales para todo el territorio peninsular, definiendo redes correspondientes de corredores que explicaban conexiones entre las distintas poblaciones. También usando tipos de vegetación, pero en este caso como indicadores del movimiento de animales, WWF España [2018] propuso 12 corredores ecológicos que facilitarían la movilidad de ciertas especies emblemáticas de flora y fauna.

A esos estudios, basados en hábitats o especies concretas, se unieron otros que evaluaban simplemente la continuidad o fragmentación espacial de ciertos tipos de paisaje, sin definir conectividades específicas, sobre el supuesto de que ello favorecería globalmente el tránsito de taxones protegidos. El estudio de Estreguil *et al.*, [2013] sobre la continuidad de patrones forestales usando la metodología desarrollada por el Centro de Investigación Común de la Comisión Europea [EC Joint Research Centre] es un avance reciente de esta tendencia. De este modo, la conectividad ha sido adoptada para la generación de una red coherente y planificada mediante diversas estrategias nacionales desarrolladas por los estados miembros de la UE.

Una de ellas es la Infraestructura Verde, que consiste en una red planificada de áreas naturales y seminaturales, diseñada para promover

un amplio espectro de servicios ecosistémicos y también para mejorar la biodiversidad. La Infraestructura Verde está vertebrada alrededor de la Red Natura 2000.

Los ejemplos citados solo pretenden dar una idea representativa, pero no exhaustiva, de aplicaciones de conectividad a la Red Natura 2000. Los avances sobre problemas referidos a hábitats o especies en un territorio dado han sido sólidos y, aunque fragmentarios, marcan una línea consistente de análisis espacial. Sin embargo, el propósito original de usar la conectividad para sistematizar la estructura territorial de la Red Natura 2000 como red sigue sin consolidarse. Esto ocurre por varias razones.

En primer lugar, los estudios de conectividad así planteados son múltiples, y la superposición de múltiples soluciones individuales raramente conduce a una solución integrada. Es decir, cuantos más trabajos de conectividad aplicada a taxones concretos aparecen, más difícil es organizarlos en una propuesta sintética, ya que dichos estudios carecen de una estructura espacial compartida. En este documento se explora la definición de la Red Natura 2000 como red usando sus reservas de conservación como nodos, de modo que sea posible añadir una cantidad indefinida de trabajos de conectividad, con el único efecto deseable de incrementar la complejidad de las relaciones entre nodos.

En segundo lugar, el carácter trans-territorial de la conectividad contrasta con la fragmentación casi fractal de competencias que se da en la jerarquía de ámbitos administrativos. España puede examinar sus redes de conectividad, pero al no

hacerlo conjuntamente con Portugal, la frontera entre ambos países está poblada de artefactos de modelización. Dentro de España, cada comunidad autónoma establece sus propias redes de conectividad, que ignoran sistemáticamente lo que ocurre para el mismo taxón justo al otro lado del límite con la comunidad autónoma vecina. Ello crea un caos de hermetismos concéntricos que imposibilita cualquier integración a un nivel organizativo dado y que, contrariamente a lo deseable, se propaga desde los niveles inferiores de gestión administrativa [NUTS 3, 2 y 1] hasta el superior de Región Biogeográfica, en el cual es imposible obtener una visión de conjunto. En este documento se proponen acoplamientos explícitos entre niveles de análisis técnico y niveles de gestión, de modo que la información pueda fluir a través de las jerarquías respectivas sin pérdida o distorsión.

Adicionalmente, y en contra de las expectativas iniciales, se considera que la conectividad no es suficiente por sí misma para formar una red de conservación ni para evaluar su coherencia. Por ejemplo, un objetivo básico de la conservación es preservar la biodiversidad y las funciones ecológicas asociadas, siendo para ello imprescindible considerar la representatividad. Al hacerlo, es necesario tener en cuenta que las poblaciones designadas tengan una capacidad de respuesta razonable frente a perturbaciones exteriores, por lo que habrá que indicar su resiliencia. Es decir, no solo emergen propiedades adicionales junto a la conectividad, sino que cabe anticipar su consideración integrada para definir y evaluar la coherencia de la Red Natura 2000.

1.3. Objetivos

El objetivo general de este documento es crear un marco conceptual y metodológico que permita evaluar la coherencia de la Red Natura 2000 en la Región Macaronésica.

Los objetivos concretos son:

I. Establecer una definición operativa de coherencia que pueda implementarse de manera práctica usando componentes explícitos, y esté alineada con las políticas de conservación europeas.

II. Identificar información y herramientas apropiadas que permitan hacer una evaluación armonizada de los componentes de la coherencia. La información se basará en productos de datos gestionados por organismos institucionales para garantizar un seguimiento a largo plazo. Las herramientas se basarán en licencias abiertas para

fomentar la adopción del enfoque por parte de las Administraciones Públicas interesadas.

III. Desarrollar un sistema de gestión planificado, que facilite a las Administraciones responsables de la Red Natura 2000 el mantenimiento de la coherencia de la Red.

Este sistema se sustentará, al menos, sobre el carácter diferencial de cada espacio y el establecimiento de objetivos de conservación a nivel de Red.

Este enfoque está orientado a su aplicación en la Región Macaronésica. Sin embargo, el objetivo de implementar la noción de coherencia de la Red Natura 2000 es relativamente nuevo. Por ello, muchos de los ejemplos que ilustran las técnicas seleccionadas no están referidos específicamente a la Macaronesia.

2. Definición operativa de coherencia

2.1. La Red Natura 2000

La Directiva 92/43/CEE [Directiva Hábitats] tiene como objeto contribuir a preservación de la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres en el territorio europeo de los Estados miembros al que se aplica el Tratado. Se entiende por "hábitats naturales" las zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales.

Así mismo, las medidas que se adopten en virtud de dicha Directiva tendrán como finalidad el mantenimiento, o el restablecimiento, de un estado de conservación favorable, de los hábitats naturales y de las especies silvestres de la fauna y de la flora de interés comunitario.

En este sentido, los Tipos de Hábitat Naturales de Interés Comunitario [THIC] son tipos de hábitat que i) se encuentran amenazados ante la desaparición en su área de distribución natural, ii) presentan un área de distribución reducida [por regresión o por tener un área intrínsecamente restringida] o iii) constituyen ejemplos representativos de características típicas de una o varias regiones biogeográficas.

Del mismo modo, las Especies de Interés Comunitario [EIC] son las que i) se encuentran en peligro, ii) son vulnerables, iii) son raras [poblaciones de pequeño tamaño] o iv) son endémicas y requieren especial atención.

Los tipos de hábitat naturales prioritarios son aquellos que bajo la amenaza de desaparecer y cuya conservación supone una especial responsabilidad para la comunidad, habida cuenta de la importancia de la proporción de su área de distribución natural incluida en el territorio europeo. De igual forma, las especies prioritarias son aquellas cuya conservación también suponen una especial responsabilidad por el mismo motivo.

Por otra parte, el "estado de conservación" de un hábitat natural se considerará "favorable" cuando:

- Su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen.
- La estructura y las funciones específicas para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible.
- El estado de conservación de sus especies típicas sea favorable.

De igual forma, el “estado de conservación” de una especie se considerará “favorable” cuando:

- Los datos sobre la dinámica de las poblaciones de la especie indiquen que la misma sigue y puede seguir constituyendo a largo plazo un elemento vital de los hábitats naturales a los que pertenece.
- El área de distribución natural de la especie no se esté reduciendo ni amenace con reducirse en un futuro previsible.
- Exista y probablemente siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo.

El Artículo 3 de dicha directiva aborda la creación de la Red Natura 2000: Se crea una red ecológica europea coherente de zonas especiales de conservación, denominada «Natura 2000». Dicha red, compuesta por los lugares que alberguen tipos de hábitat naturales que figuran en el Anexo I y de especies que figuran en el Anexo II, deberá garantizar el mantenimiento o, en su caso, el restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de los tipos de hábitat naturales y de las especies de que se trate en su área de distribución natural.

La Red Natura 2000 incluirá asimismo las zonas de protección especiales designadas por los Estados miembros con arreglo a las disposiciones de la Directiva 79/409/CEE.

En este contexto, un Lugar de Importancia Comunitaria [LIC]: es un lugar que, en la región o regiones biogeográficas a las que pertenece, contribuya de forma apreciable a mantener o restablecer un tipo de hábitat natural citado en el Anexo I o una especie enumerada en el Anexo II en un estado de conservación favorable. Pudiendo así contribuir de modo apreciable a la coherencia de la Red Natura 2000 tal como se contempla en el artículo 3, y/o contribuya de forma apreciable al mantenimiento de la diversidad biológica en la región, o regiones biogeográficas en cuestión.

De igual manera, una Zona Especial de Conservación [ZEC]: es un lugar de importancia comunitaria designado por los Estados miembros mediante un acto reglamentario, administrativo y/o contractual, en el cual se apliquen las medidas de conservación necesarias para el mantenimiento o el restablecimiento, de un estado de conservación favorable, de los hábitats naturales y/o de

las poblaciones de las especies para las cuales se haya designado el lugar.

Cada Estado miembro contribuirá a la constitución de la Red Natura 2000 en función de la representación que tengan en su territorio los tipos de hábitat naturales y los hábitats de especies. Cuando se considere necesario, los Estados miembros se esforzarán por mejorar la coherencia ecológica de la Red Natura 2000 mediante el mantenimiento y, en su caso, el desarrollo de los elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la fauna y la flora silvestres, citada el artículo 10. Se trata de aquellos elementos que, por su estructura lineal y continua, o por su papel de puntos de enlace resultan esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres.

Es importante mencionar que la evaluación de repercusiones de planes y proyectos no relacionados con la gestión del lugar deberá tener en cuenta los objetivos de conservación de cada lugar. Además, las autoridades nacionales competentes sólo se declararán de acuerdo con dicho plan o proyecto tras haberse asegurado de que no causará perjuicio a la integridad del lugar en cuestión. Así mismo, el apartado 4 del Artículo 4 pone de manifiesto la prioridad de designar un lugar como ZEC “en función de la importancia de los lugares al mantenimiento o restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de un tipo de hábitat natural de los del Anexo I o de una especie de las del Anexo II y para la coherencia de Natura 2000, así como de las amenazas de deterioro y destrucción que pese sobre ellos”.

La aplicación de la Directiva 92/43/CEE implica, por consiguiente, tres elementos básicos asociados a sus respectivos objetivos de conservación:

- hábitats y las especies de interés comunitario: mantenimiento [o restablecimiento] en un estado de conservación favorable;
- cada una de las Zonas Especiales de Conservación designadas: mantenimiento de su integridad; y
- el conjunto de las ZEC [la Red Natura 2000]: protección de la coherencia

Si bien el Artículo 1 de la Directiva Hábitats recoge las definiciones relativas a hábitat [THIC] y especies [EIC], estado de conservación favorable

y lugares o Zonas Especiales de Conservación [ZEC], en ningún momento incluye referencias al concepto de integridad ni al concepto de coherencia. Este último solo aparece asociado a dos elementos claros: la representación y los elementos del paisaje, es decir, lo que se puede denominar conectividad.

De hecho, la construcción de la Red Natura 2000 se ha cimentado básicamente atendiendo al concepto o componente de representación de los tipos de hábitat y especies de interés comunitario utilizando, como criterio principal, unos valores umbrales o porcentajes de inclusión para establecer un diagnóstico de suficiencia de representación.

En el caso de España, el componente de representación fue aplicado, para cada una de las cuatro regiones biogeográficas, sobre el conjunto de espacios naturales protegidos designados por las distintas administraciones regionales. En lo que respecta a los THIC, la representación se evaluó mediante unos valores umbrales específicos para cada tipo de hábitat en función de dos variables: la superficie ocupada y la designación de tipo de hábitat prioritario. En el caso de las especies se tuvo en cuenta también el grado de amenaza

nacional. Con respecto a la Región Biogeográfica Macaronésica, el procedimiento de evaluación de la representación se realizó de forma sistemática para cada una de las islas, teniendo en cuenta el papel de cada una de ellas en el conjunto del archipiélago canario [Orellana *et al.*, 1998].

Tres décadas después de que se aprobara la Directiva Hábitats queda pendiente evaluar si la Red Natura 2000 está cumpliendo su función primordial, es decir, mantener a los tipos de hábitat y especies de interés comunitario en un estado de conservación favorable. En otras palabras, queda pendiente determinar si la Red Natura 2000, especialmente en el ámbito de cada una de la Regiones Biogeográficas comunitarias, es verdaderamente coherente.

Para evaluar la coherencia de la Red Natura 2000 de una forma normalizada es necesario realizar una definición operativa del concepto y desarrollar metodologías y herramientas que permitan hacerlo de forma rigurosa y objetiva, identificando el papel o función diferencial que tiene cada ZEC para mantener dicha coherencia. Este documento representa un avance significativo en esta dirección.

2.2. Definición de coherencia

La Red Natura 2000 fue concebida desde el principio como una red de conservación, con el objetivo de conservar la biodiversidad a nivel europeo, preservando poblaciones de Especies y tipos de Hábitat de Interés Comunitario [EIC / THIC] localizadas en Zonas Especiales de Conservación [ZEC].

En sentido amplio, una red de conservación consiste en un conjunto de elementos [por ejemplo, espacios protegidos] que interactúan entre sí para alcanzar sinérgicamente un objetivo global de mayor alcance que la simple suma de sus atributos respectivos. Las relaciones entre espacios protegidos que sustancian dichas interacciones dan medida de la coherencia de la red.

Tal como se señala en la sección anterior, la noción de coherencia permanece actualmente como una orientación difusa para la gestión de la Red Natura 2000, a pesar de haber tenido men-

ciones explícitas en la concepción y desarrollo de la Red. Por tanto, es necesario utilizar una definición que sea conceptualmente sólida y permita la implementación objetiva de las técnicas necesarias para su verificación.

Aquí se ha adoptado la definición de trabajo propuesta por Catchpole [2013]:

Una red ecológicamente coherente consiste en sitios designados para la protección de hábitats y/o especies relevantes; debería apoyar hábitats y poblaciones de especies en estado de conservación favorable a través de todo su rango natural (incluyendo el territorio no protegido y las áreas marinas más allá de los sitios de Natura 2000); y contribuir significativamente a la diversidad biológica de la región biogeográfica. A la escala de toda la red, la coherencia se alcanza cuando: está representado todo el rango de variación de las

características valoradas; dichas características se replican en diferentes sitios en un área geográfica amplia; la dispersión, migración e intercambio genético de individuos es posible entre sitios relevantes; todas las áreas críticas de especies raras, altamente amenazadas y endémicas están incluidas; y la red es resiliente a perturbaciones causadas por factores naturales y antropogénicos.

Esta definición sencilla representa un avance importante al considerar la Red Natura 2000 como un sistema, cuya coherencia depende de cinco propiedades que convergen hacia los objetivos de conservación declarados: representatividad, redundancia, conectividad, rareza y endemismo, y resiliencia. La coherencia emerge, así, como una meta-propiedad de la Red Natura 2000.

2.3. Unidades y dominios espaciales de referencia

La anterior definición de trabajo precisa un aspecto tan obvio como obviado en sus implicaciones: una red consiste en sitios. Es decir, la unidad espacial de referencia de la Red Natura 2000 son las ZEC. Si la Red Natura 2000 fuese visualizada como un grafo de red, las ZEC constituirían los nodos, y las cinco propiedades relacionadas con la coherencia deberían ser atribuidas, bien a nodos o conjuntos de nodos, o bien a las aristas que los relacionan.

Por ejemplo, en este esquema, la representatividad debe ser atribuida elementalmente a cada ZEC, en función de los hábitats y especies que contiene. Las ZEC pueden ser, entonces, agrupadas dependiendo del problema que se plantee. Por ejemplo, la representatividad del ambiente abiótico puede ser valorada para una ZEC, para todas las ZEC que hay en cierto nivel administrativo (ej. NUTS 2) o para toda la Región Biogeográfica. Lo mismo es cierto si se evalúa la representatividad de la Red Natura 2000 para cierto THIC o EIC, que puede obtenerse agrupando sus poblaciones al nivel de organización adecuado.

La conectividad es más bien un atributo que relaciona ZEC entre sí, y por tanto corresponde a las aristas del grafo de red visualizado. En el caso más sencillo, dos ZEC se relacionan entre sí cuando contienen sendas poblaciones de cierto THIC o EIC conectadas entre ellas. La relación es direccional y puede cuantificarse, por ejemplo, como la fricción acumulada [distancia de coste] en el corredor más corto que une dichas poblaciones.

Ese procedimiento puede incrementarse todo lo que sea necesario. Así, usar la conectividad para representar todas las ZEC que contengan

poblaciones de un THIC o EIC dará una idea realista de la contribución de la Red Natura 2000 a su conservación. Y mostrar las relaciones de conectividad entre todas las ZEC usando los THIC y/o EIC en un ámbito espacial dado se aproximará bastante a una noción sistémica de la Red Natura 2000.

La consideración de la coherencia en las ZEC tiene algunas implicaciones no previstas en la actual gestión de la Red Natura 2000. Es cierto que las ZEC son unidades de gestión desde el punto de vista administrativo, y todas ellas tienen planes de ordenación que regulan las actividades e intervenciones dentro de sus límites. Sin embargo, las relaciones de redundancia o complementariedad entre ZEC no son parte de dichos planes, y la mayoría de los estudios sobre THIC y EIC siguen realizándose sobre toda la distribución en un área de estudio, en vez de tomar como sujeto de trabajo el subconjunto de la distribución que está contenido en la Red Natura 2000.

Por ejemplo, el estudio de conectividad realizado por Marquez Barraso *et al.*, [2015] modelizó 33 THIC zonales que incluían formaciones boscosas y matorrales dominantes en España peninsular. Las poblaciones que definían cada problema de conectividad fueron producidas a partir de la distribución observada completa, y la modelización rindió redes de corredores ecológicos para cada THIC estudiado. La contribución de la Red Natura 2000 a la conectividad de cada caso fue evaluada identificando la parte de su red que estaba incluida en la Red Natura 2000. Esta perspectiva ha sido repetida recientemente para 31 tipos de bosque, con datos de entrada mejorados, en un proyecto promovido por el MITECO.

Por tanto, cabe suponer que existe una necesidad consistente de este tipo de estudios.

Dichos estudios tienen un valor objetivo para comprender la ecología forestal de formaciones individuales, y resultan un apoyo importante para gestionar el territorio donde se encuentran. Por otro lado, su aportación a la definición y evaluación de la Red Natura 2000 como instrumento de conservación es muy limitada, ya que las redes de conectividad asociadas con los distintos THIC carecen de elementos comunes o compartidos, y por tanto son inconmensurables.

Adicionalmente, el valor que tienen esos estudios para la conservación de los THIC o EIC es cuestionable. El propósito elemental de una red de conservación es ser autocontenida y resiliente frente a perturbaciones, de modo que los recursos para ello se encuentren dentro de la red misma. La única manera de evaluar si la red cumple su función es examinar las propiedades referidas en la definición de trabajo [representatividad, redundancia, conectividad, etc.] dentro de ella.

Dicho de otra manera, solo deben contar las poblaciones de THIC y EIC contenidas en las ZEC. Todo lo que hay fuera es contingente, y no cabe esperar apoyos esenciales de ello. Si se identifica una población exterior que cumple una función importante dentro de alguna de las propiedades de la coherencia, lo lógico es incluirla en la Red Natura 2000, no tratarla como una excepción. El hecho de que los lugares de la Red Natura 2000 comprendan porcentajes tan elevados de los territorios de los países de la UE demuestra que este aspecto fue considerado implícitamente desde el principio. Sin embargo, incomprensiblemente, tiende a ser olvidado una vez que la materia prima de la Red Natura 2000 ha sido reservada y corresponde examinar sus funciones.

Si se conviene que las unidades espaciales de referencia de la Red Natura 2000 sean las ZEC, técnicamente es relativamente sencillo evaluar las propiedades de red en niveles sucesivos de organización. Desde el punto de vista de la gestión, ello implica cambios no drásticos, pero sí importantes. En la actualidad, las ZEC se manejan como espacios individuales e internamente heterogéneos, que se gestionan individualmente y se agrupan al nivel requerido de organización administrativa. La agrupación así planteada apenas permite recuentos de superficies y cantidades de THIC y EIC, lo cual favorece las estadísticas, pero

es poco útil a efectos de gestionar la coherencia del conjunto.

Si a ello se añadieran relaciones explícitas entre ZEC [en términos de las propiedades que definen la coherencia], el resultado sería más rico. Cada ZEC debería tener una información formal asociada sobre otras ZEC con las que se relaciona, de modo que su consulta arroje inmediatamente información sobre su papel en la Red Natura 2000 dentro del dominio administrativo en que se haga. De nuevo, visualizar esta aproximación usando un grafo de red facilita su comprensión.

En todo caso, cada nivel administrativo presente en una región biogeográfica ha sido relativamente autónomo para elegir el número y extensión de los lugares que van a formar parte de la Red Natura 2000, lo cual introduce cierta arbitrariedad que puede resultar en evaluaciones diferentes de la coherencia. Considerando propiedades como la conectividad y la resiliencia; el resultado no es el mismo si la Red Natura 2000 está compuesta por lugares de pequeña superficie que recogen exclusivamente un tipo de THIC en su distribución en un determinado momento [el de creación de la Red Natura 2000], que si está compuesto por lugares de amplia superficie con representación de varios THIC en diferentes estados de conservación. El sesgo implícito en estas elecciones debe ser determinado adicionalmente.

3. Componentes de la coherencia: definiciones e implementación

3.1. Representatividad

El propósito elemental de cualquier red de conservación es reservar un conjunto de espacios que reproduzcan las características que se desean conservar del territorio general. Desde este punto de vista, dicho conjunto debe ser una muestra representativa, en el sentido estadístico, de tales características. Obsérvese que esta representatividad se refiere a los objetivos de conservación, y puede acarrear un sesgo respecto a todo el territorio dependiendo de si se favorece lo común o lo excepcional.

Frente a esas premisas de planificación sistemática [Margules y Pressey, 2000], con más frecuencia de la deseable, la declaración de áreas protegidas ha seguido principalmente criterios basados en fines socioeconómicos o estéticos, identificando lugares que probablemente no entren en conflicto con usos competitivos de la tierra, y no por razonamientos científicos o conservacionistas [Joppa y Pfaff, 2009]. El sesgo general hacia la conservación de bajo coste y la indiferencia hacia la biodiversidad representa una limitación relevante para los esfuerzos de conservación cuyo fin principal es el de frenar el declive de la biodiversidad. Esto ha derivado en una red de áreas protegidas espacialmente fijas e inconexas, pasando por alto que deben garantizar la integridad de los ecosistemas.

La concepción básica de representatividad se suele referir a la parte biótica del territorio. Está orientada a contener ciertos grupos de seres vivos, sea directamente en términos de especies individuales, o bien indirectamente mediante hábitats o comunidades que definen tipos de paisaje y dan soporte a múltiples especies de interés.

Sin embargo, referir la conservación solo a la parte biótica implica asumir que el ambiente es estable y que la biota conservada será persistente dentro de las reservas designadas. Esto no se sostiene en un escenario de cambio global, en el que el clima cambia con velocidades variables que pueden exceder la capacidad de adaptación de las especies [Mingarro y Lobo, 2021], y los cambios antrópicos fragmentan y aíslan progresivamente los ambientes naturales. Por tanto, resulta necesario representar en la red, adicionalmente, los factores ambientales que controlan la presencia de los seres vivos y ecosistemas a conservar.

Las representatividades biótica y abiótica pueden ser valoradas independientemente, pero tiene más sentido hacerlo en un esquema integrado porque así se mantiene una correspondencia entre la biota y la variación ambiental encontrada en cierto tipo de hábitat o región. Austin y Margules, [1986] propusieron cinco requisitos para ello:

- Las entidades objetivo de conservación deben estar claramente definidas. En el caso de la Red Natura 2000, son los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario [THIC] y las Especies de Interés Comunitario [EIC], especificados respectivamente en los Anejos I y II de la Directiva de Hábitats.
- Las unidades espaciales de muestreo deben ser especificadas. En el caso de la Red Natura 2000, son las Zonas Especiales de Conservación [ZEC].
- El territorio debe contar con una estratificación o clasificación ambiental jerárquica, que permita acoplar escalas espaciales y niveles de agregación conceptual. Esto implica utilizar regionalizaciones climáticas o de otro tipo.
- Es necesario contar con un método objetivo de asignación que relacione las unidades espaciales de muestreo con la regionalización ambiental. En relación con la Red Natura 2000, eso significa establecer en qué medida el conjunto de ZEC representa la variación ambiental a un nivel de agrupación dado [Región Biogeográfica, NUTS 1, etc.].
- Finalmente, la medida de representación debe ser transformada en una evaluación que lleve a determinar si se cumplen los objetivos de conservación.

3.1.1. Representatividad abiótica

El objetivo general de la representatividad abiótica es evaluar si la Red Natura 2000 alberga una muestra representativa de los rangos de variación ambiental existentes en cierto dominio espacial. Este último puede ser cualquier nivel NUTS o una región biogeográfica, y la naturaleza jerárquica de estos niveles de agrupación requiere que la variación ambiental sea valorada consistentemente con ella. En la práctica, ello significa que la totalidad del territorio debe ser objeto de una clasificación en la que haya un acoplamiento entre las subdivisiones [o agrupaciones] de clases y partes del territorio.

Los métodos de estratificación basados en conocimiento experto suelen ser certeros identificando grandes clases, pero imprecisos identificando transiciones entre ellas, y por la misma razón, solo pueden valorar subjetivamente la representatividad de territorios concretos frente a las clases así definidas.

El procedimiento más objetivo y repetible para realizar una regionalización ambiental es una clasificación numérica. Eso permite procesar grandes masas de datos, incorporar jerarquías explícitas, medir la intensidad con que cierto objeto es asignado a su clase e incluso añadir nuevos territorios a una clasificación ya realizada. Los procedimientos clásicos de taxonomía numérica tienen la ventaja adicional de ser transparentes, en el sentido de que el operador tiene siempre acceso a interpretar cada fase del proceso.

Paradójicamente, los métodos numéricos de clasificación tienen su mayor inconveniente en su capacidad de procesamiento. Existe la tentación de considerarlos como cajas negras, en las que se meten múltiples variables, heterogéneas en su escala y naturaleza, para producir una clasificación pretendidamente ideal, lo que reduce considerablemente la utilidad del resultado para comprender el territorio.

Cualquier método multivariante prioriza las variables por su capacidad explicativa de la variación presente en los datos. Cuando éstos son espaciales, dicha capacidad explicativa está relacionada con la relación entre el tamaño del área de estudio y la longitud de los gradientes representados en cada variable. Así, en un territorio relativamente grande las variables climáticas prevalecen sobre las topográficas al formar las clases ambientales; recíprocamente, en un territorio pequeño el clima [excepto el microclima] es relativamente constante, y la topografía puede ser más efectiva para describir la variación ambiental. Mezclar ambos tipos de factores en la misma clasificación arriesga introducir ruido y subestimar la importancia del tipo menos adaptado al tamaño del área de estudio.

Por tanto, la mayoría de las veces es preferible realizar regionalizaciones temáticas separadas a intentar una más general, en la que existe el riesgo de que las variables con longitudes de escala mayores enmascaren el efecto de variables más locales, pero quizá igual de importantes.

A modo de ejemplo concreto, a continuación, se resume el procedimiento seguido para realizar una regionalización climática jerarquizada en un territorio relativamente grande como la Península Ibérica [del Barrio *et al.*, 2019]. Este caso es parecido a otros muchos en los que el gran tamaño de la base de datos no permite la aplicación directa de clasificaciones jerárquicas basadas en matrices de disimilaridad. Para abordarlo aquí, el procedimiento de taxonomía numérica combinó dos clasificaciones aglomerativas politéticas: una inicial no jerárquica de todos los objetos [celdas ráster], y otra jerárquica de las clases resultantes.

El procedimiento fue realizado usando el **paquete PATN** [Belbin y Collins, 2009]:

1. Se obtuvo un juego de variables individuales descriptivo de la variación climática del área de estudio. La base de datos global WorldClim [Fick y Hijmans, 2017] tiene una resolución espacial de 30 segundos de arco [aproximadamente 926 m] y contiene 19 variables bioclimáticas seleccionadas de entre las 35 descritas originalmente por Hutchinson [Booth *et al.*, 2014]. Las variables bioclimáticas combinan extremos estacionales de temperatura y precipitación y tienen un importante poder predictivo sobre la distribución de la vegetación zonal.
2. Clasificación no jerárquica de todas las celdas ráster según sus valores para las 19 variables bioclimáticas. El número inicial de grupos solo debía cumplir la condición de exceder ligeramente la cantidad de configuraciones previsiblemente necesarias para describir la variación en el área de estudio. Para este caso, se especificaron 60 grupos. La medida de disimilaridad elegida fue el índice Gower Métrico, que evalúa linealmente las diferencias entre objetos descritos por variables cuantitativas. El algoritmo de clasificación seleccionado, ALOC [Belbin, 1987], converge iterativamente a un conjunto estable de grupos partiendo de una selección arbitraria inicial de objetos que se toman como semillas.
3. Extracción de los centroides medianos de las 19 variables bioclimáticas para cada uno de los 60 grupos no jerárquicos. Ello produjo una nueva tabla de datos mucho más manejable, de 19 variables por 60 observaciones.
4. Fusión aglomerativa jerárquica de los 60 nuevos objetos, usando un algoritmo apropiado como UPGMA y, de nuevo, el Gower Métrico como índice de disimilaridad.
5. Inspección visual y cortes del dendrograma resultante a niveles adecuados, definiendo así agrupaciones sucesivas de los grupos no jerárquicos. Este paso define la jerarquía de la regionalización.
6. Expansión de clases de grupos no jerárquicos a clases de celdas ráster, usando la relación de pertenencia de celdas a grupos no jerárquicos encontrada en el Paso 2.

La Figura 1 muestra el resultado de este ejercicio. En general con este tipo de técnicas, la autocorrelación espacial de las variables de entrada asegura la continuidad espacial de las clases resultantes, dando lugar a mapas interpretables.



| Nivel 1: Ecoregiones | Nivel 2: Ecoregiones | Nivel 3: Subregiones | Nivel 4: Dominios | Nivel 5 Subdominios | Nivel 6 Sectores |
|--|----------------------------|----------------------------|---|------------------------|---------------------|
| 0201 Eurosiberiana [iberoatlántica] | 0301 Atlántica | 0401 Atlántica | 0801 Atlántico litoral o colino | | |
| | | | 0802 Subatlántico montano cantábrico | | |
| | | | 0803 Subatlántico lusitano | | |
| 0202 Mediterránea | 0302 Alpina [pirenaica] | 0402 Alpina [pirenaica] | 0804 Alpino [pirenaico] | | |
| | 0303 Mediterránea | 0403 Submediterránea | 0805 Submediterráneo húmedo [montano] | | |
| | | | 0806 Submediterráneo continental [semiárido] | | |
| | | 0404 Mediterránea | 3627 Depresión Ebro y páramos Albacete | | |
| | | | 3628 Sierras litorales catalana y alicantina | | |
| | | | 0807 Mesomediterráneo [subtermófilo mancheño extremadureño] | | |
| | | | 0808 Termomediterráneo | 1413 Seco | |
| | | | 3633 Murciano almeriense | | |
| | 1414 Húmedo | | | | |

Figura 1. Regionalización climática de la Península Ibérica para el período 1981-2010. Los niveles 1 – 4 representan agrupaciones sucesivas de todo el territorio en la parte alta de la jerarquía de clases. Los niveles 5 y 6 corresponden a clases individuales de bajo nivel que se consideró conveniente individualizar dentro de otras clases superiores por su peculiaridad climática. [Adaptado de del Barrio et al., (2019)].

Como se menciona más arriba, las regionalizaciones pueden ser de cualquier tipo con tal de que combinen un conjunto apropiado de variables y que respeten las limitaciones impuestas por su longitud de escala. Por ejemplo, la Figura 2 muestra una regionalización topográfica de la Sierra de Gádor, en el sureste de la Península Ibérica. El procedimiento seguido

para realizarla fue el descrito más arriba, excepto que las variables en el Paso 1 resultan del análisis geomorfométrico de un Modelo Digital de Elevaciones a 10 m de resolución, siguiendo los métodos de [Xu et al., 1993], y que el número de grupos no jerárquicos iniciales fue de 35.

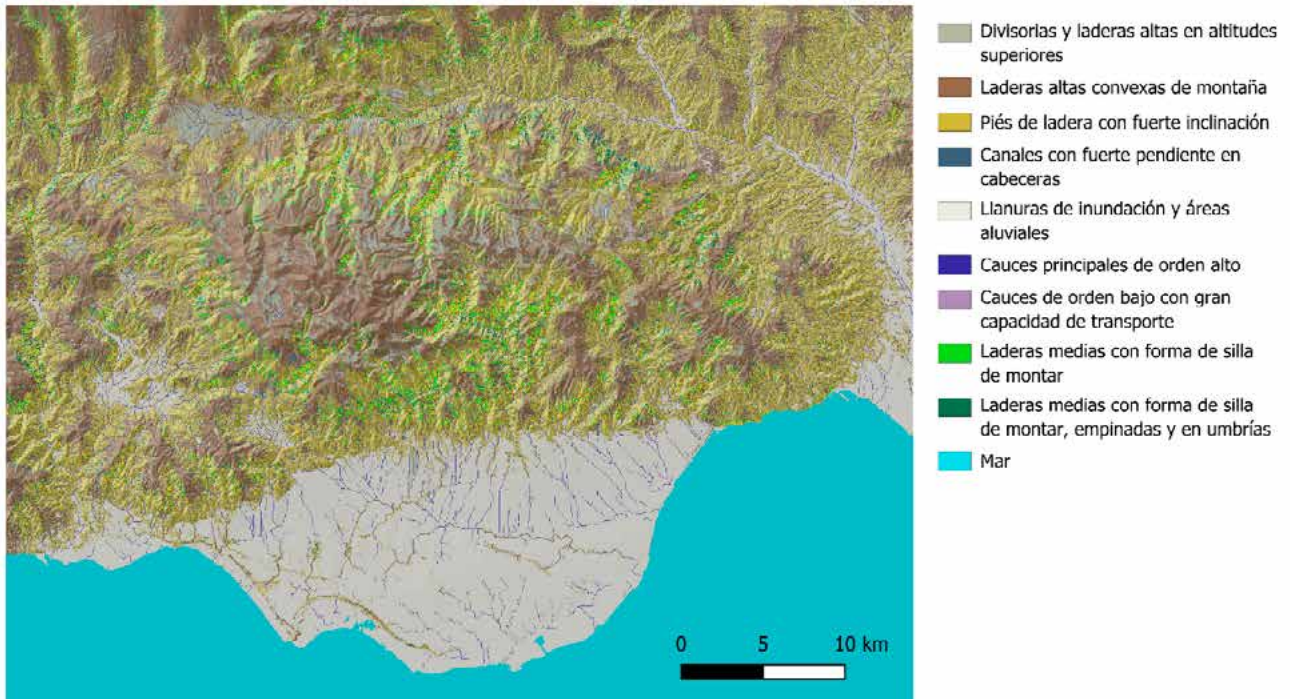


Figura 2. Regionalización topográfica de la Sierra de Gádor, SE de la Península Ibérica. Las variables de entrada resultaron del análisis de un Modelo Digital de Elevaciones a 10 m de resolución, y fueron: pendiente [SLO], curvatura de perfil [PFC], curvatura horizontal [PLC], área drenada ladera arriba [SIZ], índice de humedad [ATB=ln [ARE/tan[SLO]]], factor de longitud de ladera [$LSF=[SIZ/22.13]0.6 \cdot [\sin SLO/0.0896]1.3$], distancia al cauce más próximo [STRD] e índice de exposición solar [SUN, a partir de la pendiente y orientación y referido a una superficie horizontal].

Las regionalizaciones numéricas como las presentadas aquí tienen la ventaja de permitir valorar la afinidad de entidades [celdas individuales, o grupos de celdas] a las clases definidas, en términos del mismo índice de disimilaridad que fue usado para realizar la clasificación en primer lugar [Figura 3]. Ello rinde un valor cuantitativo ideal para ser usado como medida de representatividad. Por ejemplo, la representatividad climática de conjuntos de ZEC, de ZEC individuales, o incluso de celdas concretas, puede medirse

usando los valores correspondientes del índice de Gower Métrico, que representan en este caso la distancia entre cada objeto y el centroide de la clase a la que pertenece. Por tanto, dicha medida es inversamente proporcional a cómo de típico [representativo] es el objeto considerado. Adicionalmente, esta misma técnica puede usarse para asignar una clase de la regionalización a zonas que no fueron incluidas en ella al principio.

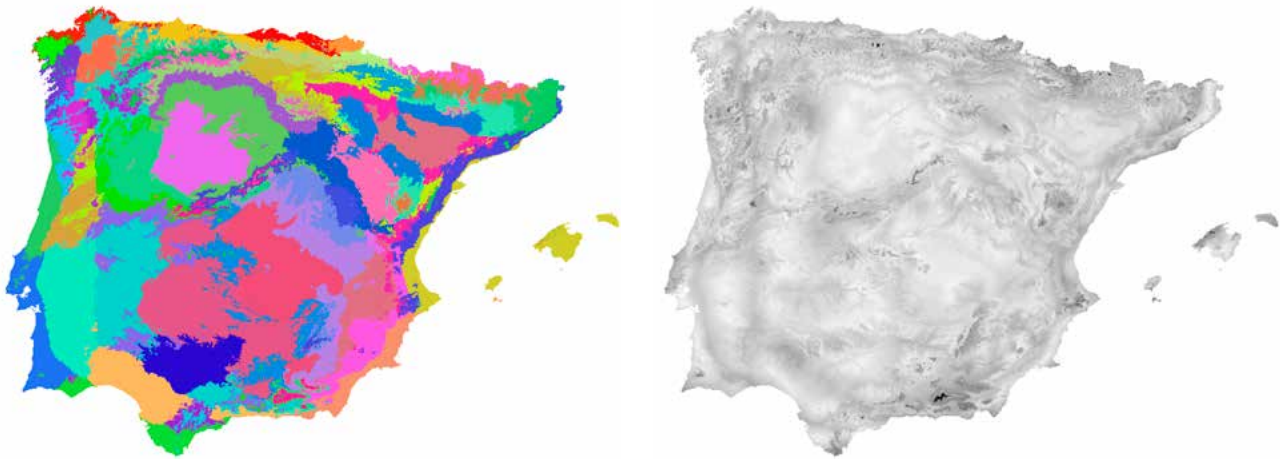


Figura 3. Clasificación del clima en 60 grupos no jerárquicos usando el índice Gower Métrico sobre 19 variables bioclimáticas [izquierda], y valor del índice de cada celda respecto a la clase a la que ha resultado asignada [derecha]. Obsérvese el patrón general por el que los valores más bajos de distancia en cada mancha [claros] tienden a situarse en su centro, mientras que los más altos [oscuros] se encuentran en la periferia. [Adaptado de del Barrio et al., [2019]].

Las regionalizaciones numéricas constituyen un material excelente para valorar la representatividad abiótica, pero su producción tiene una fuerte dependencia de la disponibilidad de información geográfica relevante. Cuando ello no es posible, cabe recurrir a un análisis de gradientes acoplado al muestreo de la biota. En general, los muestreos biológicos registran también datos abióticos, los cuales pueden ser usados para establecer si cierto territorio protegido alberga el rango de variación ambiental preferido por los organismos que se pretende conservar. La Figura 4 presenta un ejemplo muy simplificado de análisis de gradientes, que facilita identificar

los intervalos característicos de cierta variable predictora donde se encuentra la especie o comunidad objetivo. Esta información puede derivarse directamente de un muestreo, como en el caso mostrado, o proceder de análisis más complejos, como sería representar las presencias de la especie en un espacio multidimensional. En esta progresión, conviene tener presente que, cuanto mayor es el poder predictivo del método usado [por ejemplo, redes neuronales o árboles de decisión] respecto a la especie estudiada, menor es la capacidad para interpretar la función de gradientes individuales.

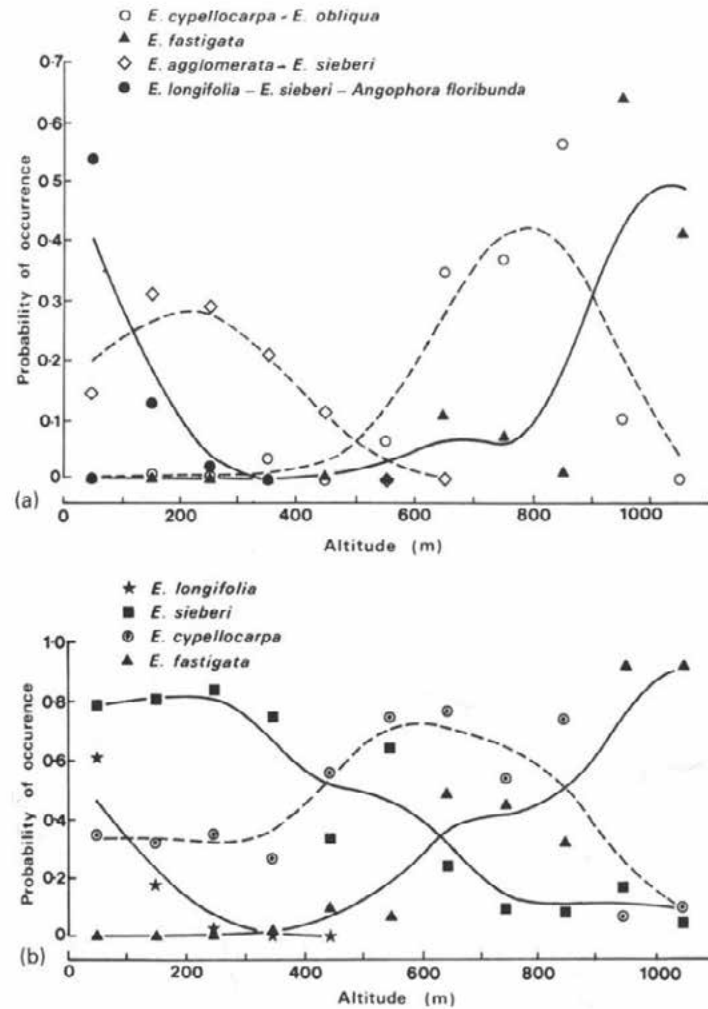


Figura 4. Distribución de comunidades [a] y especies individuales [b] de *Eucalyptus* en un gradiente altitudinal. Tomado de Austin y Margules [1986].

3.1.2. Representatividad biótica

La representatividad de organismos y comunidades suele medirse en porcentajes de su distribución que están incluidos en las reservas de la red. Este punto es central para la noción de coherencia, ya que a través de él se canalizan rareza, endemismo, redundancia e incluso conectividad. El origen de la Red Natura 2000 ilustra muy bien este desarrollo.

La red Red Natura 2000 fue diseñada alrededor del problema de representar adecuadamente especies [EIC] y hábitats [THIC] en una red de reservas [ZEC]. Con ese enfoque, el Centro Temático Europeo para la Conservación de la Naturaleza

[ETC/NC] estableció unos criterios para elaborar las listas preliminares de LIC o lugares candidatos para convertirse en ZEC [ETC/NC, 1997]. Entre ellos se encontraba albergar una muestra suficientemente grande y representativa de cada tipo de hábitat y especie para permitir un estado de conservación favorable en los niveles de UE y región biogeográfica. Adicionalmente, debería darse una respuesta proporcionada, de modo que se dedique una mayor proporción dentro de las ZEC para los THIC y EIC más raros, mientras que los más abundantes tengan menor proporción de recurso dentro de las ZEC.

Es interesante notar que el problema de incluir los rangos de variación ambiental de los paisajes a conservar quedó implícitamente asumido al considerar la representación de los THIC. De hecho, en el análisis de la representación de un THIC o EIC dentro de la red de ZEC, el ETC/NC establecía el requisito de *reflejar la variación del hábitat o especie dentro de la Región Biogeográfica*. A este respecto, es importante comentar brevemente las dificultades inherentes para llevar a cabo una cartografía precisa de tipos de hábitat que permita un análisis riguroso del componente de representatividad. La definición imprecisa o ambigua de muchos de los THIC en el Manual de Interpretación de Hábitats Europeos [European Commission, 2013] ha generado problemas serios de interpretación que han llevado a que muchos Estados Miembros generen sus propios manuales de interpretación. Una cartografía rigurosa requiere una definición precisa que permita una identificación en el territorio y, lo más importante, una delimitación [a una escala adecuada] que posibilite dicho análisis de representatividad.

No existe actualmente una visión común en este sentido entre los distintos Estados miembros lo que dificulta obtener una panorámica homogénea a escala de región biogeográfica.

El ETC/NC propuso un procedimiento de pre-selección de LIC que se basaba, orientativamente, en la distribución de los THIC o EIC que se consideraba necesario conservar [Tabla 1]. Los umbrales de representación aplicados eran reconocidamente arbitrarios, pero reflejaban correctamente la necesidad de proteger fracciones de la distribución total de THIC o EIC según su naturaleza. Así, se considera que un THIC o EIC está bien representado en la Red Natura 2000 si el conjunto de LIC contiene más del 60% de su distribución en la Región Biogeográfica correspondiente, lo que debería asegurar un estado de conservación favorable. Recíprocamente, si la representación en la Red Natura 2000 es inferior al 20%, el THIC o EIC se consideran prioritarios para un seguimiento adicional.

| Evaluación de la representatividad | Umbral de representación en la Red Natura 2000 |
|------------------------------------|--|
| Bien representado | > 60% |
| Requiere análisis detallados | < 20% |
| Requiere discusión caso por caso | 20% – 60% |

Tabla 1. Criterios sugeridos por el Centro Temático Europeo para la Conservación de la Naturaleza [ETC/NC] para establecer preliminarmente la representatividad de la Red Natura 2000 respecto a THIC o EIC. Los porcentajes de representación se refieren al conjunto de LIC de una región biogeográfica. Adaptado de ETC/NC [1997].

Los criterios de representación sugeridos por el ETC/NC fueron adaptados por los diversos estados de la UE para reflejar sus condiciones particulares. Por ejemplo, en el caso de España se consideró apropiado combinar explícitamente rareza y prioridad para establecer umbrales de representación [Tabla 2].

El uso de hábitats en el caso de la Red Natura 2000 refleja el objetivo de conservar ambientes o paisajes, y se encuentra en la línea de identificar objetivos de conservación amplios que conduz-

can a preservar ecosistemas completos, más allá de especies individuales que se perciben como importantes. Este objetivo es más eficaz para proteger lo común que lo excepcional o raro, y en general se aplica en dominios espaciales grandes. Por ejemplo, Dinerstein *et al.*, [2017] evaluaron el porcentaje de territorio de cada ecorregión de la biosfera terrestre que estaba incluido en reservas de conservación, frente a la meta global de que todas las ecorregiones tuviesen protegido al menos el 50% de sus territorios.

| RAREZA | PRIORITARIO | NO PRIORITARIO |
|----------------------------|-------------|----------------|
| Muy raro [< 33 % perc.] | 100% | 100% |
| Raro [$33 - 66$ % perc.] | 80% | 50% |
| No raro [> 66 % perc.] | 50% | 10% |

Tabla 2. Umbrales de representación de THIC o EIC en los LIC de la Red Natura 2000 aplicados por el estado español. Los niveles de rareza están definidos por el percentil correspondiente al tamaño de la distribución dentro de la Región Biogeográfica. Adaptado de Orella et al., [1998].

3.1.3. Representatividad en un mundo cambiante

El dinamismo de la biodiversidad choca con el carácter estático de las áreas protegidas, dificultando seriamente su capacidad para permitir la persistencia de la biodiversidad y el mantenimiento de los procesos ecológicos para los que estas fueron declaradas.

A menudo se cuestiona la capacidad de las áreas protegidas estáticas para conservar la biodiversidad dinámica porque, aunque generalmente mitigan los efectos negativos dentro de sus límites, se encuentran extremadamente presionadas en sus fronteras, obstaculizando el movimiento de especies hacia otras zonas con condiciones climáticas adecuadas.

Los planes de adaptación al cambio climático, basados en patrones geográficos actuales de biodiversidad, pueden ser insuficientes para sustentar la biota y los procesos naturales futuros debido al desconocimiento de cómo responderán la biodiversidad al cambio climático.

Teniendo en cuenta que las áreas protegidas tienen límites espacialmente fijos y suelen estar rodeadas por una matriz de usos del suelo transformados, cabe preguntarse cuál es la representatividad ambiental de las áreas protegidas cuando el clima está cambiando.

En lugar de tratar de estimar los efectos del cambio climático sobre las especies o hábitats que habitan una reserva, aquí se propone un enfoque basado en la estimación de la localización de áreas con condiciones ambientales similares a las de un área protegida focal, tanto en el presente como en el futuro. Asumiendo que las condiciones ambientales de un área protegida son los principales determinantes de su valor de conservación [Albuquerque y Beier, 2015], se pueden localizar las regiones ambientales representativas de cada área protegida en escenarios presentes y futuros [Mingarro y Lobo, 2018]. De esta manera, se aumenta la probabilidad de preservar las funciones ecosistémicas y la biodiversidad representadas por las áreas protegidas.

Desde el punto de vista de la conservación, la protección de las actuales áreas representativas, lugares con unas características similares al área protegida, y las futuras áreas receptoras, lugares que en el futuro tendrán las condiciones similares a las albergadas actualmente en el área protegida, podría facilitar la salvaguardia de las condiciones ambientales en las que se declaró cada área protegida. Sin embargo, esta suposición merece un escrutinio: la biodiversidad no está distribuida uniformemente en el espacio climático y, aunque el clima es un filtro importante,

otros factores afectan la distribución de la biota, incluida la historia biogeográfica y evolutiva, las perturbaciones, los factores geológicos y edáficos, las limitaciones de dispersión y las interacciones bióticas. Para superar este resalte y evitar que las estrategias de conservación recaigan solo sobre el

clima, aquí se propone una integración de variables abióticas como subrogado de las características bióticas del área protegida. Este conocimiento puede servir para anticipar y adaptar las áreas protegidas a los cambios futuros

Plan sistemático para la estimación de representatividad

Hoja de ruta para la estimación de la representatividad abiótica de N2K

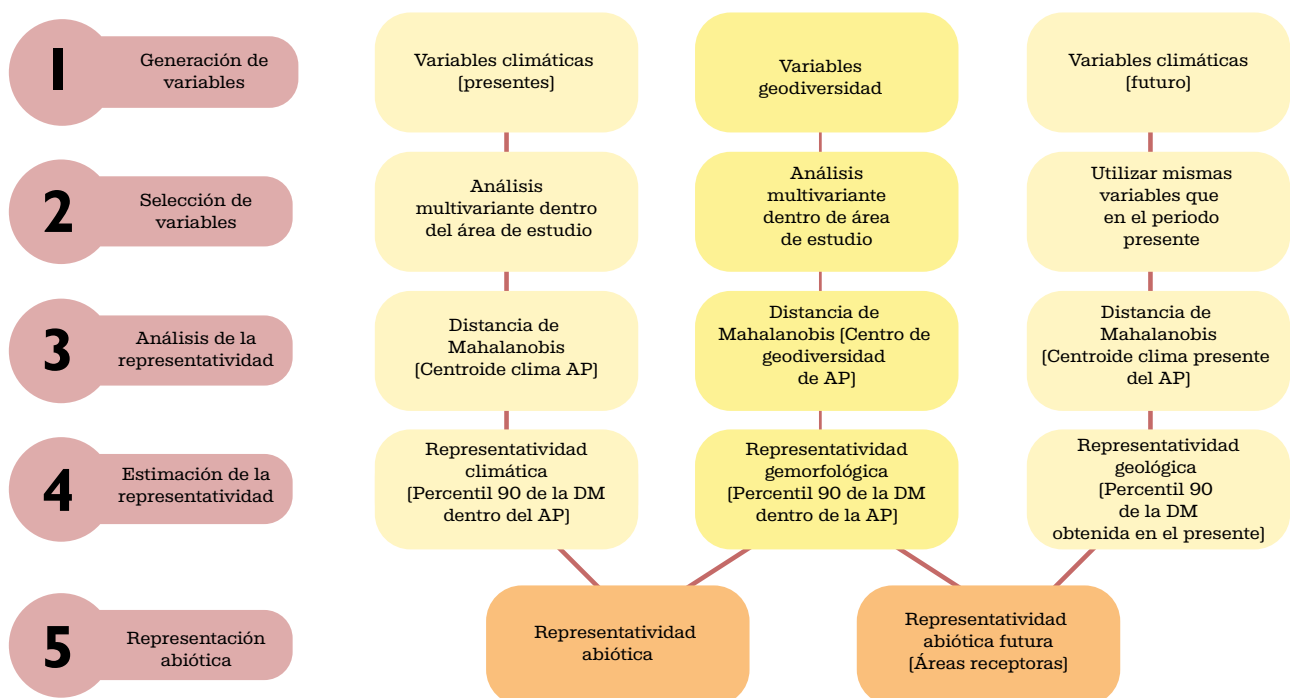


Figura 5. Diagrama explicativo para la estimación de la representatividad climática y de geodiversidad, tanto para el presente como para el futuro. Siguiendo este diagrama es posible identificar las áreas representativas y las áreas receptoras. N2K= La Red Natura 2000.

Este procedimiento de estimación de la representatividad se puede dividir en cinco fases [Figura 5]:

1. **Generación de variables. Ver Sección 5.3. Variables abióticas.**
2. **Área de representatividad y selección de variables**

La delimitación del área de estudio es muy sustancial ya que es la base donde se va a considerar la representatividad. Atendiendo al contexto de

esta guía, el área de estudio donde estimar la representatividad debería ser la Región Biogeográfica. Además, para implementar esta metodología en la Región Biogeográfica tiene sentido utilizar la isla a nivel individual, como unidad espacial, ya que no existe conexión espacial entre islas. Dependiendo del propósito quizá sea interesante comprender el clima de toda la Región Biogeográfica que representa un área protegida particular [ej. Figura 6].

Una vez identificada el área de estudio, donde se estimará la representatividad, el siguiente paso

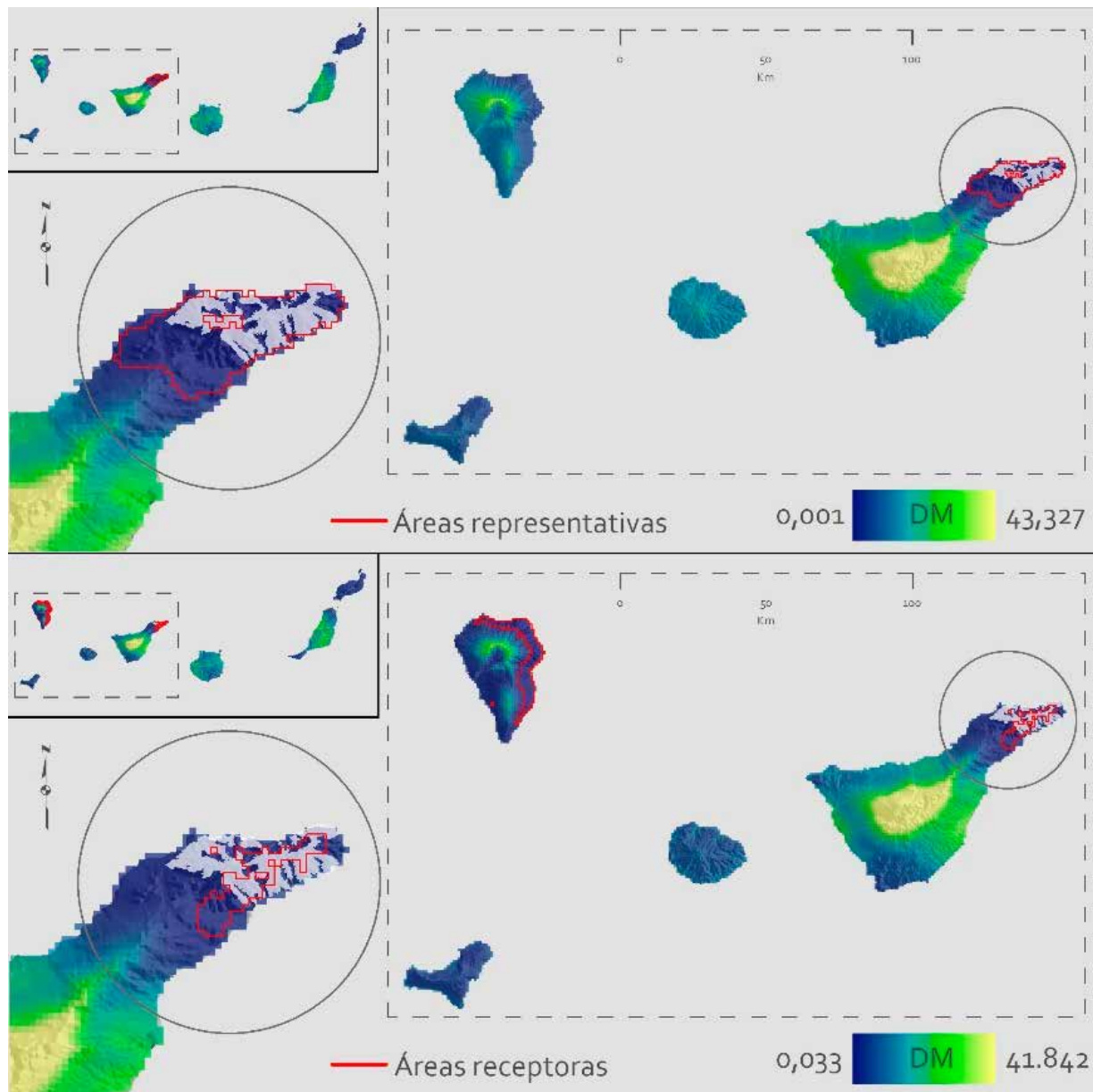


Figura 6. Representatividad climática del ZEC de Anaga [ES7020095], en las Islas Canarias. En la imagen superior se aprecia la representatividad, donde una menor distancia de mahalanobis implica una mayor similitud climática. Las áreas representativas (línea roja) muestran las distancias incluidas en el percentil 90, dentro del área protegida. En la imagen inferior se observan las áreas receptoras, áreas que en el futuro (IPSL- SSP5) tendrán un clima similar al que actualmente alberga dicho ZEC.

es el de identificar las variables más relevantes para el análisis. En este caso se propone utilizar un análisis de componentes principales [ACP] para obtener la importancia de cada variable y reducir el número de variables que se utilizarían. El ACP proporciona diferentes factores no correlacionados, que representan un porcentaje de toda la variabilidad. Para cada uno de estos factores es

posible seleccionar la variable original con mayor carga factorial; es decir, la variable primaria mejor correlacionada con los valores de cada factor. Es posible que haya variables que no estén representadas por los factores obtenidos en el ACP, en este caso tiene sentido introducirlas en el análisis para aumentar la variabilidad. Además, se recomienda capturar una variabilidad alta, superior

al 80-90%, representada por la adición de los factores.

3. Análisis de representatividad

Las variables abióticas, previamente seleccionadas, se utilizan para calcular la distancia de Mahalanobis [DM] entre las condiciones del área protegida y el resto del área de estudio. Para ello se obtiene la DM de cada localización al centroide climático del área protegida. En el caso de los datos climáticos, el proceso se repite tanto para los datos presentes como futuros. Para obtener la representatividad climática futura de un área protegida, tan solo habrá que obtener la DM del espacio climático futuro, utilizando como centroide las condiciones actuales que aparecen en el área protegida y utilizando las mismas variables seleccionadas para el periodo presente. De este modo se obtiene una medida continua, capaz de representar no sólo los lugares con condiciones iguales a las del área protegida, sino también los lugares con condiciones relativamente similares. Se ha seleccionado la DM para medir la similitud climática porque esta medida multidimensional tiene en cuenta las correlaciones de las variables y es invariante a la escala, independientemente de las unidades utilizadas para cada variable X.

4. Estimación de la representatividad

Siguiendo los pasos previos se obtienen dos capas continuas, una para el clima y otra para la geodiversidad, donde los valores bajos indican una similitud y los valores altos una desemejanza de la representatividad del área protegida en cuestión. A la hora de establecer un umbral entre lo que es representativo y lo que no lo es, se puede utilizar el percentil 90 (P90) de los valores de DM que aparecen, en cada capa de representatividad, dentro el área protegida. En el caso del ejercicio futuro habrá que utilizar el P90 de las DM obtenidas en el clima presente, dentro del área protegida. Esto permite delimitar las zonas con unas condiciones abióticas altamente similares a las del área protegida.

5. Representatividad abiótica

Una vez se ha obtenido la representatividad climática, y de geodiversidad, es posible realizar un solape de estos resultados. Esto posibilita identificar los lugares donde ambas representatividades se unen, dando una visión de la representatividad abiótica. De igual modo, si la intención es estimar cómo variará la representatividad abiótica en el

futuro, la capa correspondiente a la geodiversidad permanecerá inalterada, debido a la asunción de que la geodiversidad no se ve alterada de manera natural en un periodo de décadas, y solo variarán las campos climáticas del futuro.

[ESTUDIO DE CASO: Impacto del cambio climático en la laurisilva de Tenerife]

M. A. Vera Galván y J. L. Martín Esquivel

Servicio de Biodiversidad, Dirección General de Lucha contra el Cambio Climático y Medio Ambiente, Gobierno de Canarias

La presencia de formaciones de laurisilva en los archipiélagos macaronésicos se encuentra estrechamente ligada a determinados rangos de variables climáticas, como la presencia de bruma, la pluviometría y la temperatura, por lo que los cambios que se produzcan en las mismas en el tiempo, pueden repercutir significativamente en la representación territorial de esta formación relictica.

Desde el Gobierno de Canarias se ha realizado un análisis interno para valorar el efecto del cambio climático sobre los hábitats del monte-verde en Tenerife, constituido por los hábitats naturales de interés comunitario '4050* Brezales secos macaronésicos endémicos' y '9360* Bosques de laureles macaronésicos [*Laurus*, *Ocotea*]'. El objetivo del trabajo fue evaluar cómo ha cambiado el escenario climático de estos hábitats debido al cambio climático y determinar la afección del área de distribución de esos hábitats 4050 y 9360 en la isla, generando a la vez una previsión de cómo se verán afectados los mismos en el futuro.

Desde el punto de vista metodológico, se recopiló la información climática existente para las principales áreas de distribución actual de los hábitats 4050 y 9360 en la isla [Teno, La Orotava, Anaga y Güímar] [Figura 7] para los periodos 1970-1999 y 1993-2022 y realizar una comparación. Conociendo los requerimientos climáticos del hábitat 9360 en Tenerife y utilizando estos datos brutos para modelizar la temperatura [T] y la precipitación [P] de las zonas de distribución de ambos hábitats, se construyó un espacio climático [*T versus P*] [Figura 8] donde se representó la distribución climática durante estos marcos temporales.

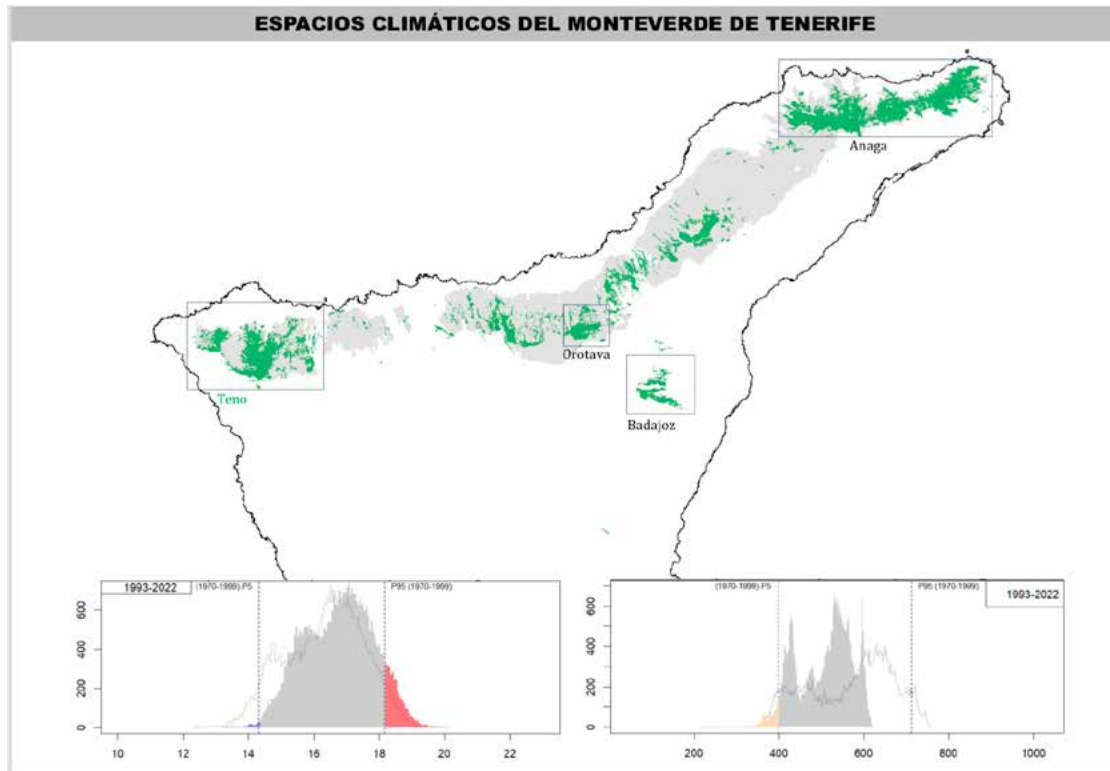


Figura 7. Arriba, distribución geográfica potencial [gris] y actual [verde] de los hábitats 4050 y 9360 en Tenerife. Abajo, distribuciones de temperatura media anual [izquierda] y precipitación anual [derecha] en los periodos [1970-1999, blanco] y [1993-2022, gris]. En azul [percentil 5] y en rojo [percentil 95] solapamiento de ambas curvas para la temperatura y en naranja solapamiento del percentil 5 de precipitación. No existe solapamiento para el percentil 95 de los valores de precipitación.

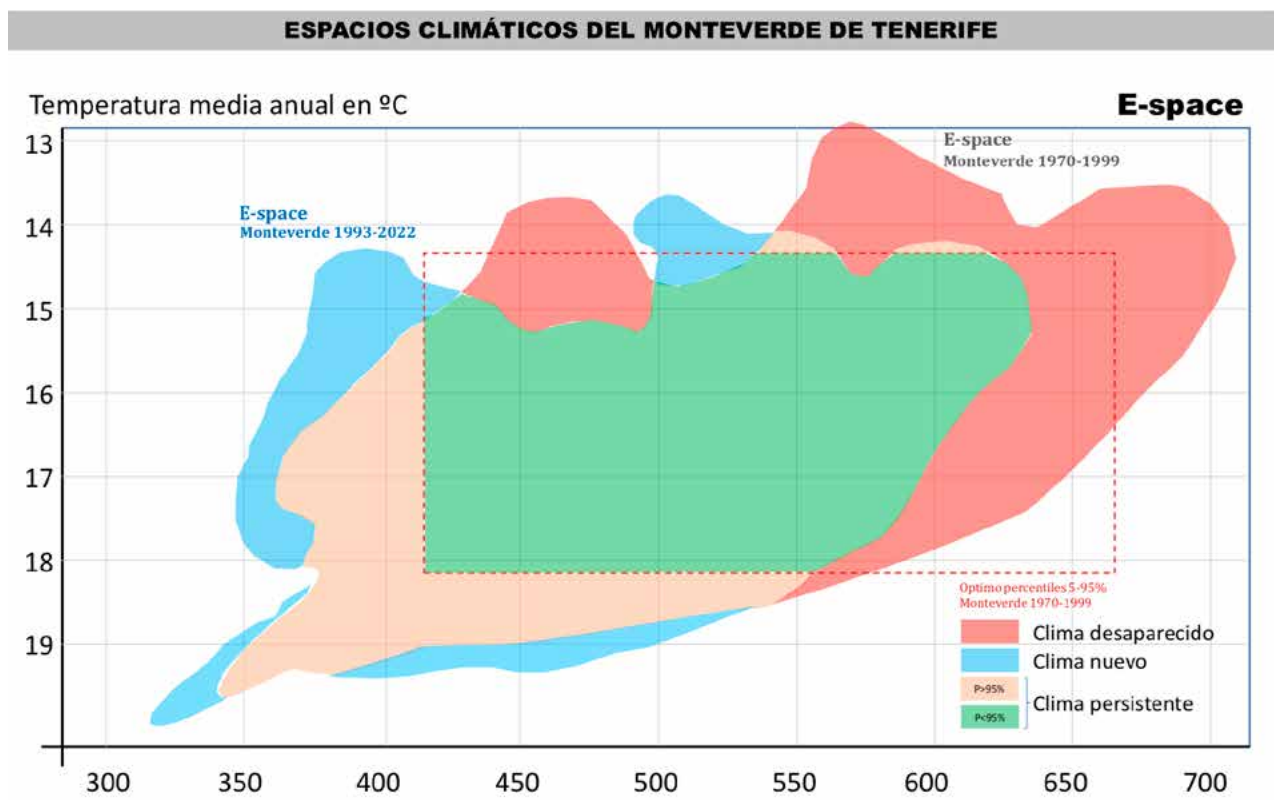


Figura 8. Distribución de los hábitats 4050 y 9360 de determinadas regiones insulares [Teno - ámbito de línea verde-, Anaga -ámbito de línea azul-, Teno y Badajoz [Güímar] -ámbito de línea negra-], en el espacio climático global.

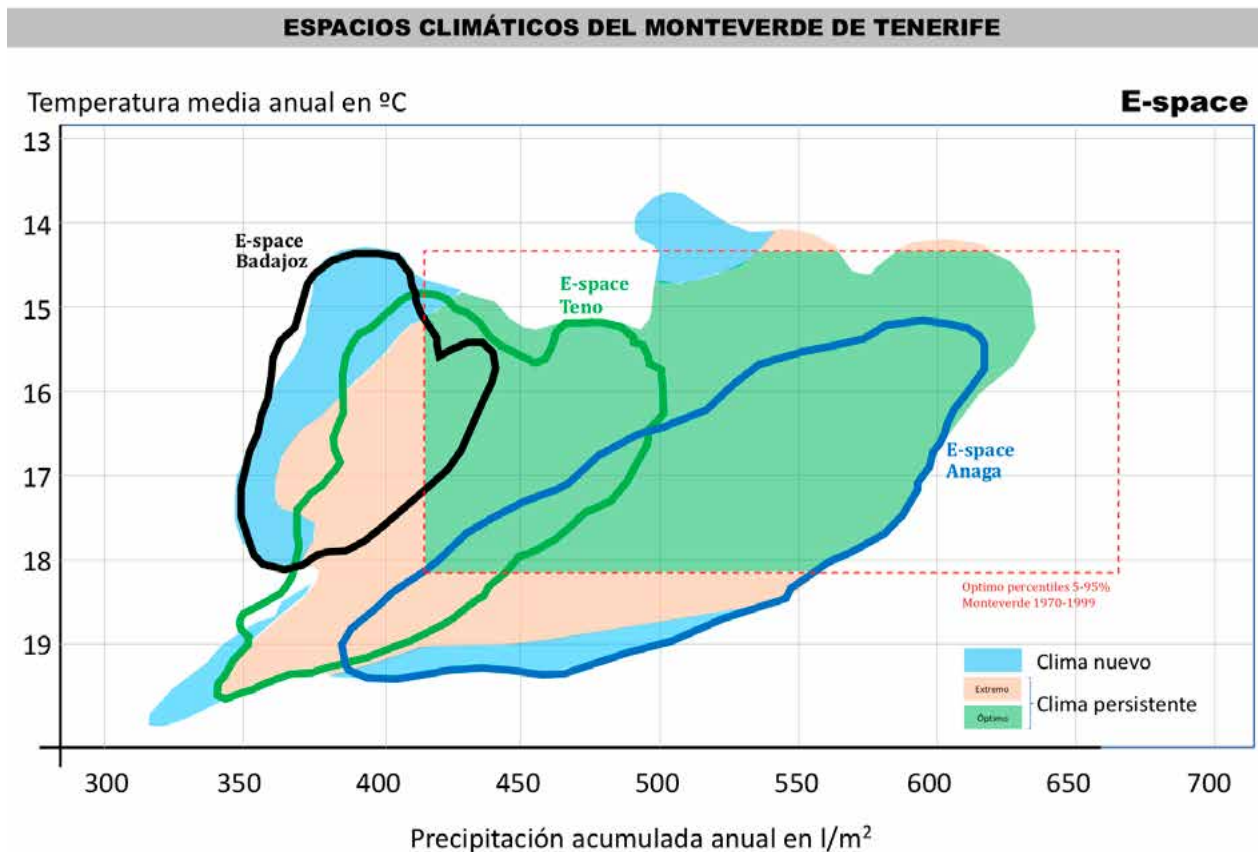


Figura 9. Distribución de los hábitats 4050 y 9360 de determinadas regiones insulares [Teno - ámbito de línea verde-, Anaga -ámbito de línea azul-, Teno y Badajoz [Güímar] -ámbito de línea negra-], en el espacio climático global.

Como resultado, se obtiene que el dominio climático desde el periodo 1970-1992 en la distribución analizada de los hábitats 4050 y 9360 se ha desplazado en estos últimos 50 años hacia condiciones más cálidas y secas, de forma que una fracción significativa de su espacio climático ha desaparecido ['clima desaparecido' en rojo en la Figura 8]. Por el contrario, ha surgido un nuevo espacio climático ['clima nuevo' en azul en la Figura 8] y será necesario ver cuál es su influencia para la supervivencia del hábitat.

La progresión hacia un clima más cálido y seco en las zonas donde ahora se distribuyen estos hábitats puede tener como respuesta una redistribución altitudinal de ambos hábitats hacia la cumbre de la isla, para seguir sus requerimientos climáticos originales. Sin embargo, esta redistribución altitudinal puede verse dificultada por la incapacidad de dichos hábitats para seguir el cambio climático debido a problemas en la dispersión o por la inexistencia de terrenos

más elevados que colonizar [como es el caso de Anaga y Teno, cuyas cumbres ya están ocupadas por estos tipos de vegetación] [Figura 9]. Por otro lado, en las áreas de distribución más bajas de los THIC 4050 y 9360 pueden ser sustituidas por la redistribución altitudinal de otros ecosistemas, como los bosques termófilos [como puede ocurrir en la zona de Barranco de Badajoz, Valle de Güímar] o también pueden incorporar nuevos taxones que sean muy competitivos en el nuevo espacio climático.

En resumen, hay certeza sobre el cambio climático ocurrido en las áreas de distribución del hábitat 9360 hacia condiciones más cálidas y secas durante el último medio siglo, pero incertidumbre sobre la capacidad de este hábitat para seguir su envoltura climática, allí donde todavía es posible por la existencia de zonas más altas para colonizar [La Orotava].

3.2. Rareza, endemicidad y redundancia

3.2.1. Rareza

La representatividad es un método para conservar ciertas entidades objetivo, que en el caso de la Red Natura 2000 son los THIC y las EIC. La sección anterior avanzaba que los umbrales de representación establecidos para una entidad dada dependen, entre otras cosas, de su rango de distribución. Así, se favorece que las entidades raras o de rango restringido tengan mayor representación dentro del conjunto de reservas. Esto es así por diversas razones [Säterberg *et al.*, 2019]. Las especies raras no son redundantes con otras especies, por definición. Por ello, contribuyen desproporcionadamente, en relación a su extensión y biomasa, a la diversidad de adaptaciones de una región, así como a las funciones ecológicas y servicios ecosistémicos asociados. Adicionalmente, las especies raras tienen efectos pronunciados en la estabilidad de su comunidad ecológica si son perturbadas. Y, finalmente, su baja abundancia y distribución restringida hacen que el riesgo de extinción siempre sea comparativamente alto en las especies raras.

El siguiente paso lógico es definir la rareza, que suele estar vinculada a la extensión de la distribución del hábitat o especie de que se trate. A nivel global, existe cierto consenso en considerar que una especie tiene una distribución amplia si ocupa más de 250000 km², mientras que si ocupa menos de 1000 km² se considera una distribución restringida. Los umbrales de representación en reservas de conservación para estos tipos son, respectivamente, 10% y 100% [Rodrigues *et al.*, 2004; Venter *et al.*, 2014].

Dado que la rareza es semánticamente una condición relativa, una forma práctica de definirla es situar el taxón o hábitat en cuestión entre otros taxones o hábitats en cierto dominio espacial. La adaptación de los criterios del ETC/NC realizada por el estado español considera la rareza en función del percentil que ocupa el tamaño de la distribución de un THIC en el conjunto de todos los THIC de la Región Biogeográfica correspondiente [Orella *et al.*, 1998]. Así, un THIC será raro si el tamaño de su distribución se encuentra entre los percentiles 66% y 33%, y muy raro si su

distribución es menor que la del 33% de todos los THIC en la región. Consecuentemente, los THIC raros o muy raros deben tener hasta el 100% de su distribución incluida en la Red Natura 2000 [Tabla 2].

Sin embargo, una especie o hábitat puede ser muy común dentro de un área restringida, o poco frecuente en un área muy grande. Esto es porque la rareza depende, realmente, de dos atributos: la restricción geográfica y la selectividad funcional. En esta línea, el esquema propuesto por [Loiseau *et al.*, 2020] puede servir para cualificar la rareza de los THIC o EIC incluidos en una Región Biogeográfica, y se desarrolla a continuación.

La restricción geográfica se refiere a la extensión de la distribución de un taxón en un dominio espacial. Según esto, en el caso de la Red Natura 2000, un THIC o EIC es raro si ocupa una pequeña extensión en la Región Biogeográfica que se evalúa. Esto puede ser cuantificado mediante un índice R_i que indica la rareza de la entidad i

$$R_i = 1 - \frac{K_i}{K_{tot}}$$

donde K_i es el número de celdas [ej. cuadrículas UTM] donde i está presente, y K_{tot} es el número total de celdas de la Región Biogeográfica. El valor de R_i varía entre 0 para entidades muy comunes y 1 para entidades de distribución muy restringida.

La selectividad funcional se refiere a cómo de particular es el nicho ecológico de cierto taxón respecto a todos los demás taxones en un dominio espacial. Eso implica, primero, seleccionar un conjunto de rasgos adaptativos o características de nicho. En el caso de EIC animales se puede usar el nicho trófico [Elton], y en el caso de EIC vegetales o THIC se puede usar el nicho ambiental [Hutchinson], este último posiblemente deriva-

do de un modelo de distribución predictiva [Sección 3.3.1]. A continuación, se puede realizar una ordenación de todos los taxones comparables en la región de estudio utilizando dicho conjunto de rasgos o características. Un Análisis de Coordenadas Principales [PCoA] es un buen procedimiento para este fin, ya que las coordenadas resultantes dan soporte cuantitativo a la posición de cada taxón en el espacio multidimensional. Entonces, la diferencia funcional media D_i de cada taxón respecto a todos los demás puede medirse mediante un índice

$$D_i = \frac{\sum_{j=1, j \neq i}^N d_{ij}}{N - 1}$$

Donde d_{ij} es la distancia entre los taxones i y j medida usando el índice de Gower con las coordenadas PCoA de esos taxones, y N es el número total de taxones analizados. El valor de D_i varía entre 0 cuando el taxón es muy parecido a todos los demás, y 1 cuando es muy diferente.

La restricción geográfica y la selectividad funcional no están necesariamente correlacionadas, y sus intersecciones arrojan una cualificación más sensible en el espectro que va de lo común a lo raro, que si se utilizan por separado [Fig. 10].

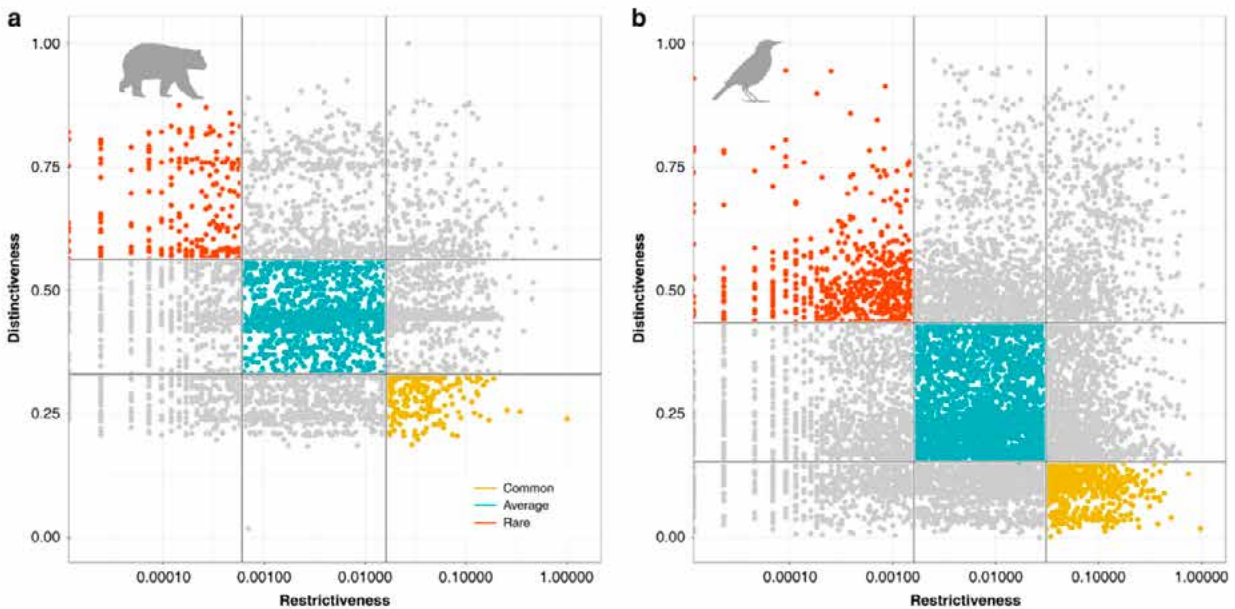


Figura 10. Las especies ecológicamente raras se definen por una combinación de restricción geográfica y selectividad funcional. Las gráficas muestran estos atributos para mamíferos y aves distribuidos por todo el mundo, usando el nicho trófico. Tomado de Loiseau et al., [2020].

3.2.2. Endemicidad

El problema de la endemismidad es muy complejo, especialmente en una Región Biogeográfica insular como la Macaronesia. Los patrones obtenidos están fuertemente influidos por el tratamiento taxonómico, la resolución espacial y la extensión del área considerada [Daru et al., 2020]. Detectar dichos patrones no forma parte del objetivo

de este documento, y el problema se simplifica considerablemente recordando que, en la definición operativa adoptada para la coherencia, el requisito es que *todas las áreas críticas de especies raras, altamente amenazadas y endémicas están incluidas*.

3.2.3. Redundancia

En sentido amplio, redundancia se refiere a la repetición de elementos en un sistema, de modo que sea posible mantener o reconstruir su función a pesar de la pérdida de parte del mismo.

Ese concepto se ha aplicado en ecología de la conservación a grupos funcionales de organismos, es decir, conjuntos de especies que solapan en buena medida sus nichos ecológicos funcionales. En este sentido, la redundancia favorece la resiliencia de los ecosistemas, y los grupos funcionales con pocos representantes deben atraer mayores esfuerzos de conservación [Walker, 1995]. La redundancia funcional puede medirse de manera multidimensional usando variables que definen el nicho funcional de las especies, aunque las evidencias obtenidas son limitadas y deben manejarse con cautela en la predicción del efecto de pérdida de especies concretas [Rosenfeld, 2002].

Sin embargo, en un contexto de coherencia de red de espacios protegidos, la redundancia se refiere más bien al exceso de representación de los ecosistemas que son objetivo de conservación. Este exceso es una garantía de la persistencia de la red frente a fenómenos adversos, que pueden implicar desde catástrofes locales a cambios climáticos que afecten sustancialmente al dominio de los ecosistemas conservados. Existe cierta similitud entre esta definición y la descrita arriba, referida a especies. Sin embargo, la consideración de ecosistemas completos introduce explícitamente una dimensión espacial.

Considerando globalmente el problema, la redundancia es proporcional a la extensión en la distribución de cierto ecosistema. Es por ello que UICN estableció condiciones y valores umbrales de superficie para determinar el riesgo de pérdida de biota nativa característica debido a una distribución geográfica restringida [Keith *et al.*, 2013]. Se puede usar un subconjunto de su Criterio B1 para ilustrar la aproximación. Primero, se define la extensión de presencia como el polígono convexo más pequeño que incluye todas las presencias del ecosistema en cuestión. A continuación, UICN determina el riesgo como; Vulnerable si dicho polígono ocupa menos de 50,000 km²; En Peligro si ocupa menos de 20,000 km²; y En Peligro Crítico si es menor de 2,000 km².

La idea tras el criterio de riesgo B1 de UICN es de simple concentración geográfica: cuanto menor sea el área donde está presente cierto ecosistema, más expuesto se encuentra este frente a una perturbación local significativa. Esto, junto con el hecho de que UICN dirige este método de valoración a ecosistemas en vez de especies, marca un inicio del camino a seguir para integrar la redundancia en la evaluación de la coherencia de la Red Natura 2000.

En necesario señalar, sin embargo, que la aproximación de UICN es global, y que el criterio B1 descrito arriba se refiere a distribuciones observadas completas de ecosistemas. El caso de la Red Natura 2000 plantea desafíos propios que es necesario abordar:

- En primer lugar, la escala de trabajo de la Red Natura 2000 es continental. Esto significa que, aunque cierta biota (un THIC o EIC) se extienda más allá de las fronteras de la UE, sus problemas de conservación serán evaluados solo dentro de dicho territorio. Más precisamente, el verdadero ámbito de trabajo lo forma la intersección entre la Región Biogeográfica correspondiente y los límites políticos de la UE (piénsese, por ejemplo, que la Región Macaronésica de la UE excluye la costa africana).
- En segundo lugar, la heterogeneidad del territorio aflora al utilizar una escala espacial más detallada, y métodos como la extensión de presencia mencionada más arriba pierden significado a medida que aumenta el detalle. En cada caso habrá una fracción indefinida, pero siempre importante, de territorio inútil a efectos de conservar la presencia de cierta biota dentro del polígono convexo que encierra su distribución continental. Ese hecho no se puede ignorar. Un caso extremo es el de una Región Biogeográfica archipelágica como la Macaronesia, donde la extensión de presencia de cualquier THIC terrestre, presente en todos los archipiélagos, incluiría enormes superficies de océano. Eso sigue siendo útil a efectos del Criterio B1, pero sirve de poco para evaluar la redundancia de la Red Natura 2000.

- Adicionalmente, cabe argumentar que los problemas de conservación deben ser evaluados exclusivamente considerando los lugares de la Red Natura 2000, con objeto de asegurar la autosuficiencia de la red para conservar sus objetivos. Esto aumenta la necesidad de textura de cualquier aproximación metodológica.

Establecer la redundancia basándose en superficies brutas de distribución observada de un THIC implica seguir el criterio de 'cuanto más, mejor'. Si se consigue llevar a término, el resultado asegura la conservación del máximo posible de activos del THIC en cuestión, y por ello puede considerarse prudencial. Sin embargo, este enfoque presenta dos problemas. Primero, que se desconoce si la superficie conservada es suficiente. Y segundo, que es probable que no se pueda alcanzar el máximo de superficie conservada, debido a múltiples interacciones que se presentan al designar áreas protegidas en ambientes sometidos a explotaciones múltiples, como sucede en Europa. Naturalmente, el segundo problema agrava el primero.

Se puede volver a la definición de redundancia dada inicialmente, como un exceso de representación. ¿Exceso respecto a qué? Respecto al área más pequeña que puede contener una muestra estable y persistente del THIC que se pretende conservar. Es decir, en términos de la Red Natura 2000, el Área Favorable de Referencia [AFR].

El AFR se define como el *área total de un tipo de hábitat en una Región Biogeográfica dada o región marina a nivel nacional que se considera el mínimo necesario para asegurar la viabilidad a largo plazo del tipo de hábitat y sus especies, y todas sus variaciones ecológicas significativas en su rango natural, el cual está compuesto por el área del tipo de hábitat y, si esa área no es suficiente, el área necesaria para su restablecimiento* [European Commission, 2022].

El AFR se presenta, así, como una variable relevante para estimar la redundancia. El problema es que la definición dada se presta a interpretar una ocupación histórica, probablemente pre-industrial, de la mayoría de los THIC, cuando las densidades de población humana y explotación territorial eran sustancialmente menores. En esa línea, se recomendaba que las AFR fuesen, como mínimo, el área que tenía el THIC correspondiente cuando la Directiva de Hábitats entró en vigor

[Evans y Arvela, 2011]. Este requisito tiene importantes problemas teóricos y prácticos, entre ellos: la carencia de líneas de base operativas para establecer el rango original de la mayoría de los THIC; el establecimiento arbitrario de 1992 como referencia temporal; y la ausencia de criterios funcionales que respalden cualquier valor resultante. Por ello, una prospección relativamente reciente arrojó que la mayoría de los estados miembros ha desarrollado aplicaciones propias [Bijlsma *et al.*, 2018].

El AFR que se use para estimar la redundancia de la Red Natura 2000 debe: referirse efectivamente a un área mínima, no a un máximo potencial o a un valor histórico; tener un claro significado funcional; ser interpretable independientemente del momento histórico en que se obtenga; y ser obtenido mediante un método general que pueda ser aplicado a múltiples THIC sin grandes variaciones.

La relación entre número de especies y área cumple todos los requisitos anteriores. Su origen es la teoría biogeográfica insular de MacArthur y Wilson, [1967]. Predice un aumento del número de especies a medida que aumenta el área prospectada, debido a la probabilidad de que áreas mayores incluyan mayor diversidad ambiental y por tanto nuevos nichos ecológicos. Sin embargo, el número de especies se satura progresivamente, de modo que, alcanzando valores grandes de área, la aparición de nuevas especies se reduce considerablemente.

Esta relación se expresa mediante una relación de potencia:

$$S = c \cdot A^z$$

donde S es el número de especies, c es una constante, A es el área considerada y z es un exponente que varía de manera característica según el ambiente o la biota estudiados. La función es fácil de parametrizar empíricamente usando pares de valores $[a, s]$ para ajustar su transformación lineal:

$$\log S = \log c + z \cdot \log A$$

Dichos pares de valores pueden ser obtenidos para cada THIC mediante muestreos de campo.

La saturación en una función de potencia no es asintótica, pero a pesar de ello se puede manejar. Así, el AFR sería el área más pequeña que contenga un porcentaje significativo de todas las especies encontradas para el THIC en cuestión [por ejemplo, el 95%], lo cual puede determinarse analíticamente sobre la función ajustada. La lógica es que, si existe una alta proporción espontánea de todas las especies disponibles, el área preserva la mayoría de los nichos ecológicos y funciones tróficas del ecosistema original, y por ello puede considerarse como una muestra estable a medio plazo.

La aproximación de relacionar número de especies y área ha sido seleccionada por el estado español para establecer valores favorables de referencia para los THIC [Camacho, 2024].

Una vez obtenida el AFR, se puede retomar la definición de redundancia como exceso de representación. Si R es la extensión de cierto THIC representada en la Red Natura 2000, la redundancia p puede expresarse como:

$$p = \frac{R}{AFR}$$

Todos los pasos descritos hasta este punto deben ser cuidadosamente evaluados por expertos en el THIC en cuestión. En particular, la determinación analítica de AFR como área que soporta cierta proporción de especies solo proporciona un resultado neutro que, sin embargo, puede ser un punto de partida útil para que un experto ayude a establecer el AFR definitivo. Por otra parte, es necesario tomar una decisión explícita sobre si la representación de cierto THIC en la Red Natura 2000 debe trabajarse en conjunto para toda la Región Biogeográfica de que se trata, o si sería más prudente hacerlo separadamente para cada variación geográfica que se identifique como relevante.

3.3. Conectividad

La conectividad regional es una expresión de la capacidad de un determinado taxón para transitar un territorio, en la medida en que éste facilita o impide su dispersión [Taylor *et al.*, 1993]. Es el resultado de la organización espacial de los hábitats y de las características del nicho ecológico del taxón considerado. Aunque se parametriza en función de un taxón concreto, se trata de una propiedad espacial extrínseca al paisaje que refleja la estructura del proceso de dispersión y puede calcularse en ausencia de dicho proceso. Al depender de la capacidad de dispersión del taxón estudiado, la escala a la que se estima la conectividad regional viene dada por la escala de dispersión del mismo.

Este tránsito ocurre a lo largo de un gradiente de idoneidad que el territorio en su conjunto ofrece a la especie y no por una categorización

del mismo en áreas favorables o no favorables para el taxón. El tránsito de las especies depende de las diferencias relativas de idoneidad a lo largo de este gradiente y no de la idoneidad absoluta de una localización concreta. Por este motivo, la conectividad sólo puede ser parametrizada en territorios heterogéneos que presenten diferentes valores de idoneidad para el taxón en cuestión. La dispersión está condicionada, a su vez, por la configuración espacial de las poblaciones del taxón, que actuarán como inicio y fin de dichos desplazamientos.

3.3.1. Modelos de conectividad basados en superficies de coste

Existen diversos métodos para modelar la conectividad, como los modelos de dispersión o los modelos basados en superficies de coste. Los primeros se basan en la simulación del movimiento de especies, en función de su capacidad de supervivencia y de dispersión, a partir de una población existente que emite individuos y la distribución de estos por el territorio [Pearson *et al.*, 2004]. Los modelos basados en superficies de coste, expresan la conectividad regional en términos de coste de desplazamiento por un territorio. Mientras que los modelos de dispersión tienen un carácter más dinámico y temporal, estos últimos se centran en la estructura del paisaje y no incluyen una dimensión temporal, por lo que pueden utilizarse en ausencia del proceso de dispersión. Estas características los hacen más prácticos para obtener una visión estructural de la conectividad.

Para explicar los conceptos asociados a la conectividad, y como ejemplo de una metodología de generación de modelos, se usará aquí el proyecto "Evaluación de la conectividad ecológica de tipos de hábitat en España e identificación de una red integrada de corredores" [Zuazu *et al.*, 2024]. En él se utilizó el concepto de conectividad regional para modelizar la conectividad ecológica de 31 THIC forestales, utilizando modelos de conectividad basados en superficies de coste. Los modelos se generaron por medio del algoritmo de conectividad regional ALCOR [del Barrio *et al.*, 2006; Rodríguez Gonzalez *et al.*, 2008], que funciona como una extensión del programa IDRISI y utiliza imágenes SIG ráster

El coste se define como la fricción acumulada cuando se produce el tránsito. La fricción, o resistencia al desplazamiento, informan de la dificultad de movimiento que un territorio ofrece a una especie. Es decir, es opuesta a la idoneidad del mismo.

Para obtener valores de coste del desplazamiento, es necesario, entonces, codificar el área de estudio en una superficie de valores de fricción. En la metodología utilizada para el proyecto citado, esta codificación se realizó a partir de modelos de distribución predictiva [Figura 11.2], basados en el nicho ecológico del taxón y en datos bioclimáticos del área de estudio.

Apoyándose en el concepto de nicho ecológico, los modelos de distribución predictiva explican la distribución de una especie en base a su respuesta frente a un conjunto de predictores ambientales [Guisan *et al.*, 2017]. En el proyecto ya mencionado, los modelos se generaron por medio del algoritmo Random Forests [Breiman, 2001].

Los modelos de distribución predictiva informan de la probabilidad de presencia de una especie en un área dando valores entre 1 [presencia] o 0 [ausencia] y pueden entenderse como superficies de idoneidad. A partir de esta, la superficie de fricción [Figura 11.3] puede obtenerse como la inversa $[1/p]$ o el complemento $[1-p]$ de la probabilidad calculada.

Al ser el coste la fricción acumulada durante el desplazamiento entre puntos del territorio, para obtener sus valores, hay que conocer la configuración de las poblaciones entre las que se va a producir ese desplazamiento. Para ello, es necesario aplicar un criterio discriminador a la distribución observada [Figura 11.1] que permita definir las poblaciones, que, en la metodología aplicada, consistió en fijar una distancia de dispersión umbral. Esta distancia debe reflejar la capacidad de dispersión de la especie a modelar y permite distinguir dos poblaciones como distintas entre sí. Así, dos píxeles serán considerados como pertenecientes a dos poblaciones distintas si superan esa distancia umbral de dispersión.

Una vez obtenida la configuración de las poblaciones y la superficie de fricción, puede generarse la superficie de coste de referencia, que muestra el coste de desplazamiento desde cada punto del área de estudio a la población más cercana. El coste mostrará valores mínimos en las áreas donde se encuentren las poblaciones, y máximos dónde estén ausentes. Si se interpreta como un mapa topográfico, las zonas de menor coste formarán valles y las de mayor coste, picos. Las zonas continuas de coste relativamente bajo actuarán como corredores ecológicos, mientras que zonas con valores de coste altos pueden considerarse barreras. Durante este mismo proceso, se calculan los corredores de mínimo coste entre poblaciones buscando la menor fricción acumulada [menor coste] desde las localizaciones donde se encuentra la población suprimida hasta la población más cercana.

Por tanto, estos modelos de conectividad basados en superficies de coste se componen de [Figura 11.4]: una superficie de coste, un conjunto de poblaciones, y un conjunto de corredores de mínimo coste que conectan las poblaciones.

Una particularidad de la metodología desarrollada para el proyecto, fue el representar los modelos de conectividad resultantes como grafos de red.

Los grafos son una simplificación de la red de conectividad en la que las poblaciones constituyen los nodos y, los corredores, las aristas [Figura 11.5]. Los corredores sólo conectan con la población más cercana y no con varias poblaciones, por lo que, de cada población sólo sale un corredor. La red así formada se denomina dirigida

porque sus aristas expresan el sentido de las conexiones entre vértices.

El uso de estos grafos permite la abstracción de la dimensión espacial y el análisis de la estructura de red en términos de conectividad y no de organización geográfica. Al prescindir de estas limitaciones espaciales, las relaciones entre las poblaciones son más evidentes y se facilita el análisis de las interacciones dentro del sistema, permitiendo así la identificación de propiedades holísticas que de otro modo no serían evidentes a partir de las observaciones directas. En esa línea, ciertos atributos, incluyendo el tamaño, modularidad o conectividad de la red pueden ser medidos y comparados con los de otros escenarios de conectividad para el mismo hábitat, o con las redes de otros hábitats para el mismo escenario.

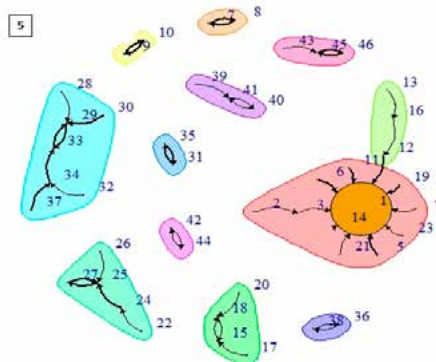
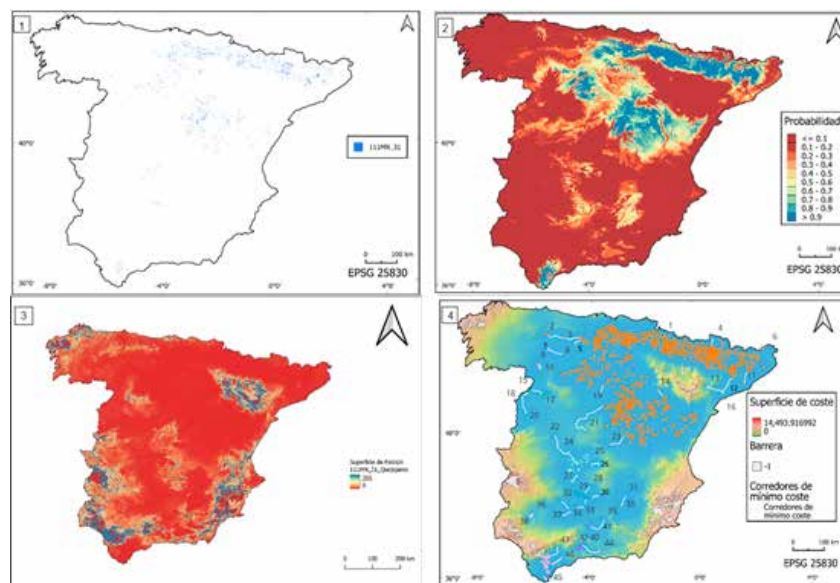


Figura 11: Mapas de 1) distribución observada, 2) distribución predictiva, 3) superficie de fricción, 4) conectividad y 5) grafo de red, para el hábitat 111MN_31 Quejigares de Quercus fagínea, Q. humilis, Q. canariensis y sus híbridos. 1) Las presencias observadas se muestran en azul. 2) La paleta de colores indica la probabilidad de presencia según los valores indicados en la leyenda. 3) La paleta de colores indica las variaciones del valor de fricción [0-255] según lo indicado en la leyenda. 4) El mapa está formado por la superficie de coste, las barreras al tránsito [valores de -1], los corredores de mínimo coste y las poblaciones numeradas. 5) Grafo de red con la organización estructural de las poblaciones, corredores de mínimo coste y clusters. La anchura de los corredores es proporcional al coste, siendo menor cuanto mayor sea el grosor, y su direccionalidad viene dada por la flecha. El grosor de los nodos es proporcional al tamaño de las poblaciones.

3.3.2. Metodología

A continuación, se indican los pasos para la generación de modelos de conectividad basados en superficies de coste [Figura 12], extraídos de la metodología aplicada en el proyecto “Evaluación de la conectividad ecológica de tipos de hábitat en España e identificación de una red integrada de corredores” [Zuazu et al., 2024].

1. **Generación de los modelos de distribución predictiva.** Los modelos de distribución predictiva, se generaron por medio del algoritmo Random Forest [Breiman, 2001], a partir de distribuciones observadas y predictores bioclimáticos seleccionados, y fueron validados utilizando el error OOB [Out of the Bag] y la medida AUC [Area Under the

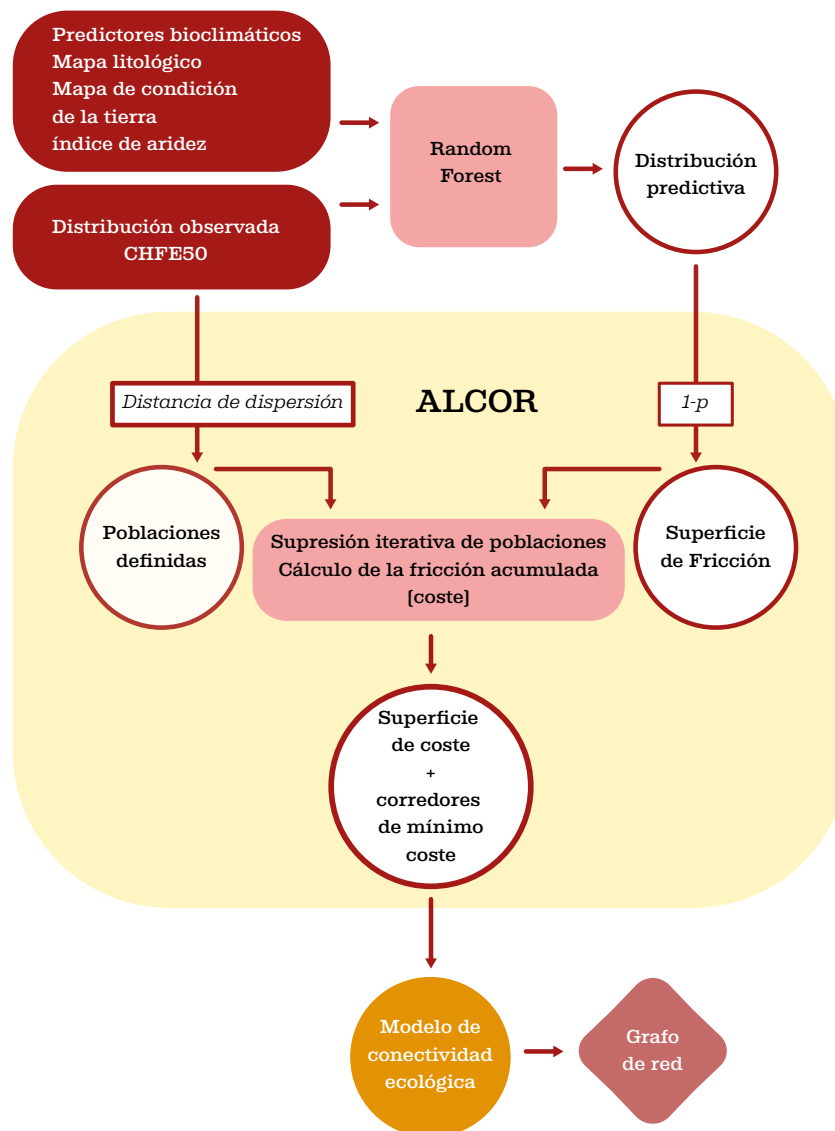


Figura 12. Diagrama de flujo con la metodología desarrollada para el proyecto “Evaluación de la conectividad ecológica de tipos de hábitat en España e identificación de una red integrada de corredores” [Zuazu et al., 2024].

Curve]. Las distribuciones observadas de los 31 tipos de bosque, se obtuvieron de la base de datos geoespacial CHFE50 [Sánchez de Dios *et al.*, 2019], que contiene las distribuciones geográficas de los principales tipos de bosque y matorral autóctonos de España, a una escala 1:50.000. Como predictores se utilizaron datos climáticos, litológicos y de estado de madurez. Los predictores climáticos se encuentran descritos en ANUCLIM [Xu y Hutchinson, 2016], un paquete que contiene variables climáticas. En este caso se utilizó un archivo climático desarrollado para Iberia [A. Ruiz *et al.*, 2011] y se obtuvieron valores de las variables para el período 1981-2010. Se incluyó el mapa litológico de España de Riba y Vilar, [1969] y, para reflejar las particularidades climáticas de España, se incluyó el índice de aridez de FAO-UNEP [Middleton y Thomas, 1992]. El índice se calculó a través del paquete de R r2dRUE [A. Ruiz *et al.*, 2011]. También se utilizó el mapa de condición de la tierra de España para el período 2000-2010 [Sanjuán *et al.*, 2014], que atribuye un valor de madurez dentro de un rango entre degradación y vegetación de referencia.

2. Producción del modelo de conectividad. Introduciendo los modelos de distribución

predictiva y las distribuciones observadas en ALCOR, se obtienen las superficies de coste, configuración de las poblaciones observadas y corredores de mínimo coste, que conforman el modelo de conectividad. ALCOR transforma la distribución predictiva en una superficie de fricción [1/p] y, por medio de una distancia de dispersión previamente establecida, define las poblaciones a partir de las distribuciones observadas. La superficie de coste se genera a través de la supresión iterativa de las poblaciones y el cálculo del coste asociado a estas. En este mismo proceso, se calculan los corredores de mínimo coste entre cada población y la población más cercana. Se generan archivos con el coste asociado a cada corredor.

3. Grafos de red. La transformación de los modelos de conectividad en grafos de red se realiza mediante el paquete igraph [Csardi y Nepusz, 2006]. Las poblaciones serán los nodos de la red y los corredores, las aristas. Estas redes serán dirigidas, ya que, los corredores indican la dirección, y también pueden informar del coste de cada corredor, utilizando los archivos de coste generados en el paso anterior. Mediante el uso de igraph, se pueden obtener y explorar diferentes parámetros de los grafos.

3.3.3. Aplicación a la Red Natura 2000

El proyecto "Evaluación de la conectividad ecológica de tipos de hábitat en España e identificación de una red integrada de corredores" [Zuazu *et al.*, 2024]. No tenía como objetivo la evaluación de la contribución de la Red Natura 2000 a la conectividad de los hábitats modelados, por lo que se utilizaron los datos de presencia independientemente de su pertenencia a dicha red.

Para aplicar la metodología descrita anteriormente a la Red Natura 2000, habría que añadir como atributos adicionales a las poblaciones, su pertenencia a la red. De esta forma, la definición de las poblaciones que conforman la red de conectividad, se realiza siguiendo el proceso ya descrito, pero resultan en poblaciones identificadas según los LIC o ZEC que las contienen. Los nodos de los grafos de red resultantes se identifican entonces con estos espacios [Figura 13].

El añadir como atributos la pertenencia a los espacios de la red, permite la integración de las redes de conectividad generadas para los distintos hábitats, en una misma red. Los modelos de conectividad son específicos para cada hábitat y, como en el caso del proyecto citado anteriormente, no son comparables entre sí ya que sólo reflejan las relaciones entre las poblaciones del hábitat para los que se han generado. Al incluir la pertenencia a la Red Natura 2000, estos modelos ya tienen elementos en común que van a permitir su integración: los espacios a los que pertenecen las poblaciones. Así, la integración de los distintos modelos de conectividad resulta en una red que refleja propiedades de la propia Red Natura 2000

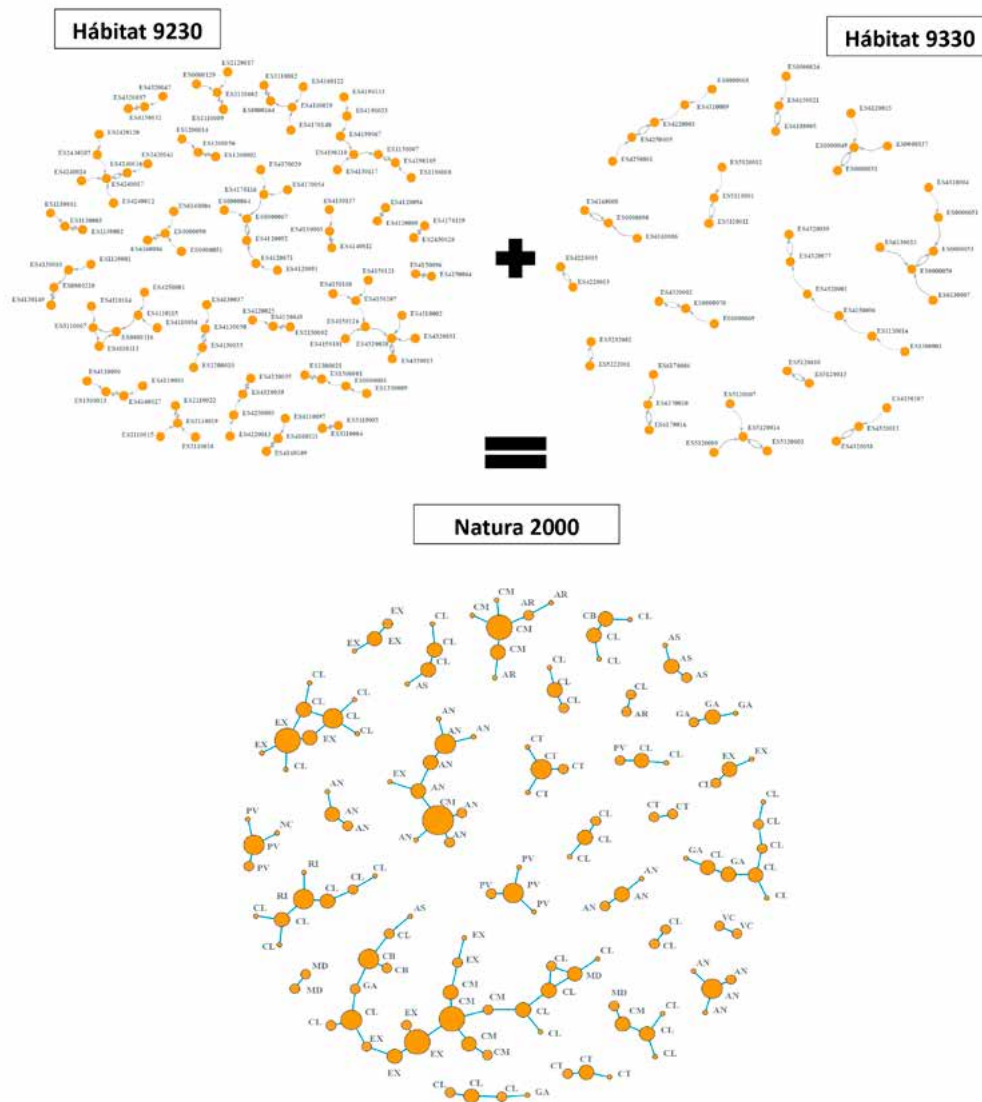


Figura 13. Red resultante de la integración de los grafos de red para los THIC 9230 *Quercus pirenaica* y 9330 *Q. suber*, realizada en un ejercicio exploratorio. En las redes individuales, los nodos están identificados con los códigos de los LIC que contienen las poblaciones. En la red integrada, los nodos están etiquetados con el código de las CCAA a las que pertenecen los LIC para facilitar la interpretación de la imagen.

La red resultante tendrá una mayor complejidad que las redes individuales que la conforman. Aquellos LIC o ZEC que sean comunes para más de una red, aparecerán unificados en la red integrada; mientras que, aquellos que sólo forman parte de una red, se añaden directamente a la red final. Todas las conexiones de las redes individuales de entrada, son transferidas a las de salida. En los casos en los que nodo, es decir, LIC o ZEC, sea origen de una red y destino en otra; este nodo actuará como vértice que une dos subredes dentro de la red integrada final.

Habiendo obtenido una red integrada para los espacios Natura 2000, se puede caracterizar la estructura de la conectividad de la red y evaluar la eficacia de la misma para garantizar los

objetivos de conservación. Parámetros como el tamaño de la red, que indica el número de corredores que presenta; la densidad, que informa de la proporción de conexiones observadas; o la modularidad, que evalúa cómo de significativas son las agrupaciones formadas dentro de la red, son algunas de las características de la red que pueden obtenerse para su análisis. La exploración de las características de la red integrada permitirá detectar la contribución de los espacios la Red Natura 2000 a la conectividad de la red obtenida, cómo de resiliente es esa red o qué grado de conectividad sería más deseable para su conservación.

3.4. Resiliencia

3.4.1. Definición de resiliencia

Resiliencia es la capacidad de resistencia del sistema a perturbaciones o daños causados por factores naturales y antrópicos. Una red resiliente tiene la capacidad para absorber esos daños y reorganizarse para retener [o volver] a la misma función, estructura, e identidad ecológica.

Es posible medir las perturbaciones a nivel del ecosistema o del hábitat. En ese último caso, el hábitat es específico para cada especie. Sin embargo, la resiliencia es difícil de medir, ya que las perturbaciones pueden afectar a cada ecosistema, hábitat, o especie de forma distinta. No hay una metodología estándar que mida la resiliencia, que sea fácil y efectiva de aplicar.

Se pueden emplear metodologías provenientes de la monitorización de la biodiversidad, que normalmente precisan de datos recogidos en campo, ya sea por técnicas remotas [cámaras de foto-trampeo, grabadoras automáticas de sonidos, etc.], o de forma directa con trabajo de campo. Sin embargo, estos métodos acaban por ser caros, requieren mucho tiempo para la recogida y el análisis de datos, y sólo se pueden aplicar sobre áreas de estudio de poca extensión. Adicionalmente a esto, si se usa la biodiversidad como indicador, por definición hay que esperar a que cambie para

tomar una decisión. Es decir, es necesario que se extinga al menos una especie. Sólo después de constatar la extinción de una especie, se puede verificar el uso de la biodiversidad para medir la resiliencia tras una perturbación. Obviamente, este método es muy lento, difícil de aplicar, y, por tanto, impracticable.

Una alternativa es el empleo de datos provenientes de teledetección, la ciencia que estudia la superficie de los planetas¹ de forma remota, a través del análisis de la energía reflejada en la superficie del planeta. Esta energía puede ser la luz del sol reflejada [sensores pasivos], o un haz de energía emitida por el mismo satélite [sensores activos]. La teledetección ofrece datos de forma continua a lo largo del tiempo, sobre toda la superficie del planeta. Hay satélites de alta periodicidad temporal [MODIS, 2 imágenes por día] y baja resolución espacial [de 250 m a 1 km], y de baja/media periodicidad temporal [Landsat, 1 imagen cada 16 días; Sentinel, una imagen cada 5 días] y alta resolución espacial [de 10 m a 60 m]. Gracias a la calidad y continuidad de los datos provenientes de teledetección, se puede establecer una metodología estándar que nos permita analizar de forma indirecta cuánto de resiliente es un hábitat.

3.4.2. Método para calcular la resiliencia

En este documento se propone usar el método desarrollado por Arenas-Castro y Sillero [2021]. Este método monitorea cambios en la idoneidad del hábitat en especies a través del cálculo de modelos de nicho ecológico con series temporales de productos de imágenes de satélites. Este método presupone que las especies tienen una mayor vulnerabilidad cuando están sometidas a una mayor fluctuación en la calidad del hábitat: esto es, a mayores cambios en el hábitat, mayor presión sobre la especie. Dicho de otra forma, una

especie tendrá un peor estado de conservación cuando las perturbaciones producidas por las acciones humanas conlleven una reducción en la calidad del hábitat. Por tanto, una especie será más resiliente cuando la calidad del hábitat donde se encuentra se mantiene constante o aumenta a lo largo del tiempo, o consigue recuperarse después de sufrir una reducción en la calidad del hábitat. De esta forma, es posible analizar la resiliencia de los hábitats para una especie en particular, o para varias especies

¹En nuestro caso, la Tierra, aunque se han enviado muchos satélites de teledetección a otros planetas y lunas del Sistema Solar.

juntas [ver más abajo]. El método fue ensayado con éxito a diferentes escalas espaciales: a 10 km en la Península Ibérica y a 50 km en Europa. El proyecto MontObEO está desarrollando una

aplicación de Google Earth Engine [GEE] que implementa el método de Arenas-Castro y Sillero [2021] en el Parque Natural de Montesinho, en el noroeste de Portugal.

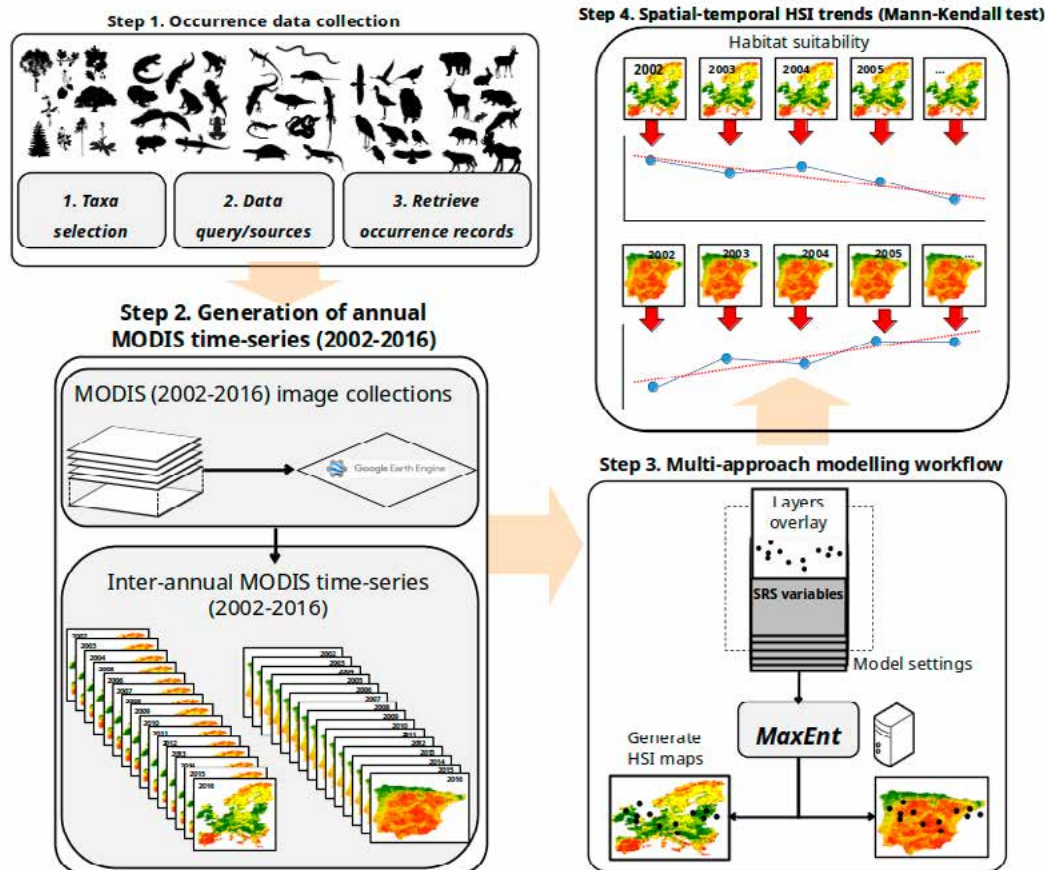


Figura 14. Descripción del proceso de estimación de la resiliencia para una especie o un hábitat prioritario. El proceso está dividido en cuatro pasos: 1) obtención de los datos de distribución de las especies o hábitats; 2) obtención de las series temporales de variables de teledetección a partir de sensores como MODIS o satélites como Landsat o Sentinel con una periodicidad determinada [anual, aunque podría ser semanal o mensual, por ejemplo]; 3) cálculo de los modelos de nicho ecológico a lo largo del tiempo [en función de la periodicidad seleccionada] con el algoritmo Maxent; y 4) estimación de las tendencias a lo largo del tiempo con el test de Mann-Kendall [tendencias positivas, negativas, o nulas]. Esta metodología puede ser aplicada a una única especie o hábitat, o a grupos de especies o hábitats, sobre cualquier extensión, periodo temporal, y periodicidad, siempre que haya datos de satélite disponibles.

De forma resumida, la metodología consiste en los siguientes pasos:

- 1. Obtención de datos de distribución de especies:** Se consideraron cuatro grupos taxonómicos: flora vascular, anfibios, reptiles, aves, y mamíferos. Los datos de presencia de cada especie fueron obtenidos a partir de diferentes repositorios online, incluyendo atlas nacionales y continentales [de Portugal, España, y Europa], el *Global Biodiversity Information Facility* [GBIF; <https://www.gbif.org/>], bases de datos con

inventarios, y colecciones de flora y fauna. Los datos de distribución de las especies serán relacionados con variables ambientales procedentes de satélites [paso 2] con un algoritmo de modelación [Maxent; paso 3]. Como no hay disponibles series temporales de datos de distribución de las especies, se modeló a lo largo del tiempo la misma distribución de cada especie. Sólo se consideraron datos de distribución procedentes del mismo periodo que las variables ambientales [2002-2016]. Los datos de distribución

fueron curados para eliminar errores en coordenadas y en nombres específicos, al igual que se eliminaron duplicados y grupos de puntos resultantes de sesgos en los muestreos.

2. Procesamiento e integración de datos ambientales:

Las variables ambientales fueron obtenidas a partir del sensor MODIS y representan las principales dimensiones del funcionamiento y dinámica del ecosistema, tales como la dinámica del ciclo del carbono, la dinámica del calor y el equilibrio radiactivo. Seis variables fueron incluidas en los modelos: temperatura superficial terrestre, que es un indicador de la dinámica de calor; evapotranspiración, que indica propiedades de la cobertura vegetal; índice mejorado de vegetación [EVI], indicador del estado y productividad de la vegetación, reflectancia de la superficie, indicador de los cambios en la superficie terrestre; área anual ardida y tiempo desde el último incendio forestal [*time since fire*], ambas variables indicadoras de perturbaciones humanas. Las variables fueron computadas entre 2001 y 2016 con una periodicidad anual.

Las variables fueron obtenidas en Google Earth Engine [GEE] [Gorelick *et al.*, 2017]. GEE es una plataforma en la nube que permite el análisis de grandes conjuntos de datos geoespaciales de forma escalable y eficiente. Desarrollada por Google, GEE proporciona acceso a una amplia gama de datos de observación terrestre, incluyendo imágenes satelitales, datos climáticos, información topográfica y otros. Incluye todos los programas públicos de Observación de la Tierra [Landsat, Sentinel, MODIS]. GEE proporciona herramientas y algoritmos para el procesamiento y análisis de datos geoespaciales a escala global. Esto incluye capacidades para realizar análisis de series temporales, clasificación de imágenes, detección de cambios, y modelado de procesos terrestres. También permite modelar distribuciones de especies con algoritmos como Maxent [Campos *et al.*, 2023] o Random Forest [Crego *et al.*, 2022]. GEE utiliza JavaScript como lenguaje de programación principal para escribir scripts y ejecutar análisis geoespaciales. Los usuarios pueden aprovechar las bibliotecas

de funciones específicas de GEE para acceder a datos, realizar operaciones espaciales y realizar análisis avanzados. GEE está diseñada para manejar grandes volúmenes de datos de forma rápida y eficiente, aprovechando la infraestructura de Google Cloud Platform. Esto permite realizar análisis complejos en conjuntos de datos a escala global en cuestión de minutos u horas. Google Earth Engine está disponible de forma gratuita para académicos, científicos, desarrolladores y organizaciones sin fines lucrativos.

3. Modelado de Nicho Ecológico: Los modelos predicen la idoneidad del hábitat para cada especie, siguiendo procesos estándares [Sillero *et al.*, 2021; Sillero y Barbosa, 2021]. Ante la falta de series temporales de datos de distribución, los mismos rangos de las especies son modeladas a lo largo del tiempo con las series temporales de los productos de MODIS. Los datos de distribución se restringen a los años de los productos de MODIS [o cualquier otro sensor que se utilice]. El estudio utilizó el algoritmo Maxent [Phillips *et al.*, 2006, 2017] para modelar las especies de cinco grupos taxonómicos: plantas vasculares, anfibios, reptiles, aves, y mamíferos. Todos los parámetros introducidos en Maxent [30% de datos de prueba, 10 réplicas, formato de salida cloglog] fueron siempre los mismos para cada modelo. Los modelos de Maxent fueron calculados en R, aunque actualmente se pueden ejecutar en GEE [Campos *et al.*, 2023]. Maxent es ventajoso de ser usado en este contexto porque sólo requiere presencias y background [una muestra aleatoria de las condiciones disponibles en el área de estudio] como datos de distribución de las especies [Guillera-Aroita *et al.*, 2014; Sillero y Barbosa, 2021].

4. Análisis de tendencias: El test de Mann-Kendall, una prueba estadística no paramétrica que evalúa tendencias monotónicas en datos de series temporales, se aplica sobre la serie temporal de modelos de nicho ecológico. La prueba de Mann-Kendall fue realizada en R, con el paquete SpatialEco, aunque también está implementado en GEE.

Este método puede ser aplicado sobre cualquier área de estudio, independientemente de su extensión, y a cualquier resolución espacial y temporal, siempre que haya datos disponibles de satélite y de distribución de las especies. El método proporciona información sobre los cambios en la calidad del hábitat a lo largo del tiempo [si la calidad está aumentando, disminuyendo, o se mantiene constante] a nivel del píxel. Además, las tendencias pueden ser obtenidas para una especie en concreto, o un conjunto de ellas [grupo taxonómico o funcional], simplemente por medio del cálculo de la media de las pendientes [S] de las tendencias. Así, es posible saber si la calidad del hábitat ha disminuido, por ejemplo, para todo el conjunto de aves analizadas en el área de estudio. Si se juntan las tendencias de todas las especies, se obtiene un mapa general de los cambios en la calidad del hábitat en todo el territorio. Este método puede ser fácilmente implementado en una aplicación GEE, que es una página web que corre un script de GEE de forma independiente a la plataforma de Google. Esto es, el usuario consigue correr una serie de análisis en GEE sin acceder a la plataforma principal y sin necesidad de tener cuenta en la misma. De esta forma, el usuario puede visualizar las tendencias en la calidad del hábitat para una serie de especies en un área de estudio determinada.

En el caso de la Macaronesia, sería necesario recopilar datos de las especies a modelar con un error en las coordenadas acorde con la resolución espacial deseada. Eso implica a su vez, que haya variables ambientales disponibles a esa resolución espacial. MODIS proporciona variables a 1 km, con lo que el error en las coordenadas de las presencias de las especies debería ser inferior a 500 m. Si los modelos tuvieran que ser calculados a mayor resolución espacial [100 m, por ejemplo], los sensores más adecuados serían Landsat y Sentinel, aunque el número de variables ambientales disponible sería mucho más reducido y centrados básicamente en dinámicas del paisaje. En el caso de MODIS, la resolución temporal es de 2 imágenes por día [una diurna, otra nocturna]; Landsat tiene una imagen cada 16 días y Sentinel, una cada 5 días. Sin embargo, el número de imágenes disponibles a lo largo del tiempo puede verse reducido significativamente, dependiendo de la presencia de nubes en las mismas. Por lo tanto, en función del sensor seleccionado y de las imágenes disponibles, la periodicidad de las tendencias podría ser semanal, a quincenal, mensual, o anual. El tiempo de cómputo de todos

los análisis depende del número de especies y de variables incluidas, el intervalo temporal, la periodicidad, la resolución espacial, y la extensión del área de estudio. Si todos los procesos analíticos son realizados en R, el tiempo necesario de computación puede ser extremadamente largo [hasta varios meses]. En GEE, la computación puede tardar unos pocos minutos por cada especie. Desgraciadamente, GEE no tiene implementado un proceso de descarga de datos de forma automática, por lo que la obtención de los resultados puede requerir de unas horas.

[ESTUDIO DE CASO: Naturalidad en Canarias y seguimiento de hábitats]

M. A. Vera Galván

Servicio de Biodiversidad, Dirección General de Lucha contra el Cambio Climático y Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.

Productos elaborados por GRAFCAN [J. J. Rodrigo Bello, J. C. González González, A. Amador González, I. Vázquez Rodríguez, J. J. Rosales León] con dirección técnica del Servicio de Biodiversidad [M. Arechavaleta Hernández y M. A. Vera Galván].

Detectar los cambios que se producen sobre los hábitats, en base a unos patrones de referencia, permite identificar tendencias a lo largo del tiempo en el estado de conservación de los mismos, lo que contribuye a la toma de decisiones de la gestión del territorio.

El Gobierno de Canarias impulsa dos proyectos cuyo objetivo es, por un lado, aportar información acerca del estado de naturalidad del territorio canario [entendiendo como tal un gradiente de intervención antrópica] y, por otro, disponer de un sistema que pueda detectar la variación del estado de determinados THIC.

El grado de naturalidad del territorio se plasma en cartografía y la metodología de desarrollo es mediante el análisis [Figura 15], por un lado, de la realidad física de los elementos territoriales y, por otro lado, de las relaciones espaciales entre estos elementos. La realidad física se analiza asignando un grado de naturalidad a cada elemento y superponiendo todos los elementos presentes.

Las relaciones espaciales entre estos elementos se estudian mediante un análisis de

la fragmentación. En el proceso se considera el efecto borde, en el cual se reduciría la naturalidad cuanto más cerca se está de un elemento artificial en una franja de cercanía a partir de la cual ya no se pierde naturalidad. Igualmente se tiene en cuenta el efecto barrera en

el cual se analiza el tamaño de cada fragmento natural y donde a mayor tamaño, o separación de elementos artificiales, mayor naturalidad alberga. Finalmente se relacionan estas dos fases analíticas de la naturalidad y se agregan estadísticamente en una malla de 20x20m.

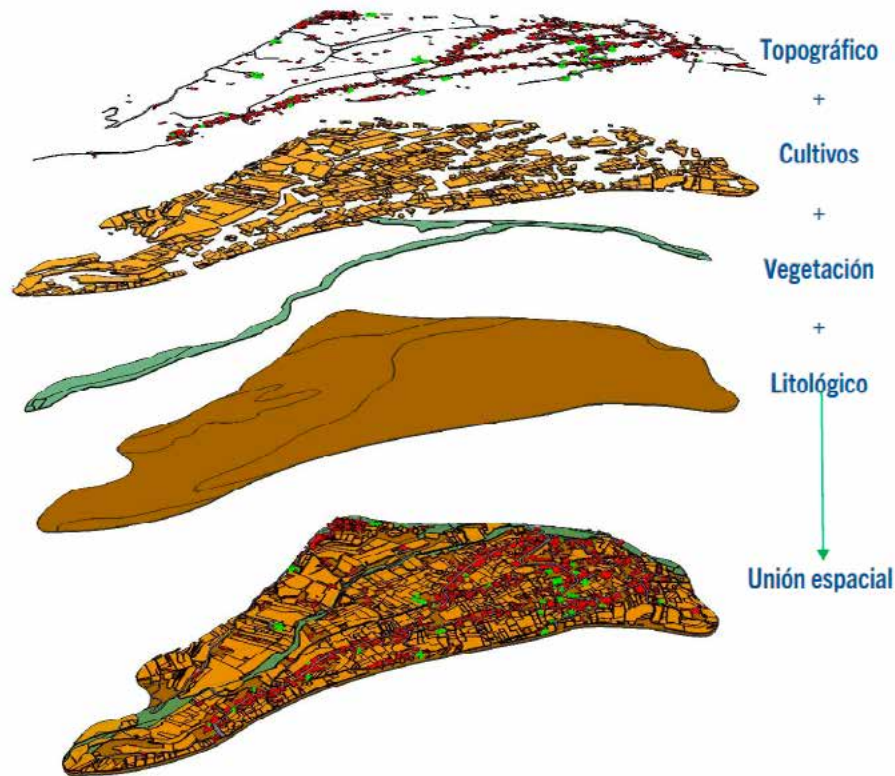


Figura 15: Superposición espacial de las capas para obtener el tapiz geométrico de la realidad física o planta de la naturalidad.

Las entidades a las cuales se les asigna un grado de naturalidad provienen de los siguientes conjuntos de datos:

- Mapa topográfico integrado de Canarias {Escala 1.000-5.000. Fecha EH:2016, LP:2016, LG:2018, TF:2017, GC:2019, FV:2018 y LZ:2017}.
- Callejero {Escala 5.000. Fecha 2020}.
- Mapa de vegetación de Canarias {Escala 20.000. Fecha EH:2001, LP:2002-2003, LG:2002-2003, TF:1998-2000, GC:1998-2001, FV:2001-2005 y LZ:2000-2006}.
- Mapa de cultivos de Canarias {Escala 2.000. Fecha EH:2015, LP:2017, LG:2018, TF:2016, GC:2019, FV:2020 y LZ:2014}.
- Mapa geológico de Canarias. Escala 25.000. Fecha 2002-2005.

Como resultado del proceso, se obtiene el Mapa de Naturalidad de Canarias [Figura 16], con información integrada de la realidad física material descrita y del análisis de las relaciones espaciales que afectan a la naturalidad.

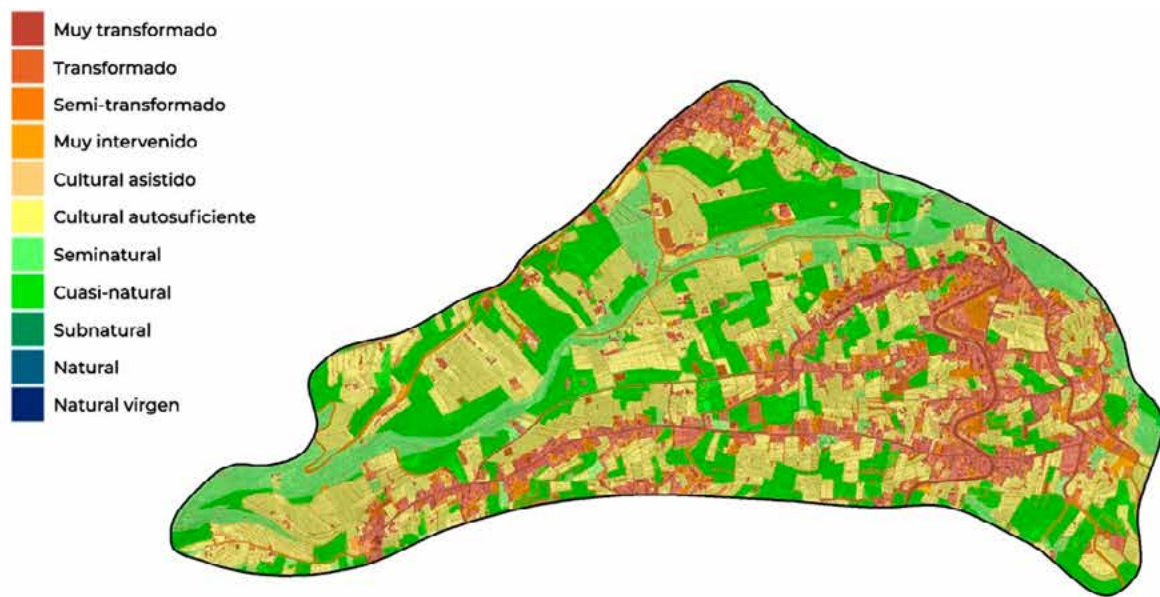


Figura 16: Ejemplo de naturalidad de la realidad material o planta territorial

Naturalidad La Gomera

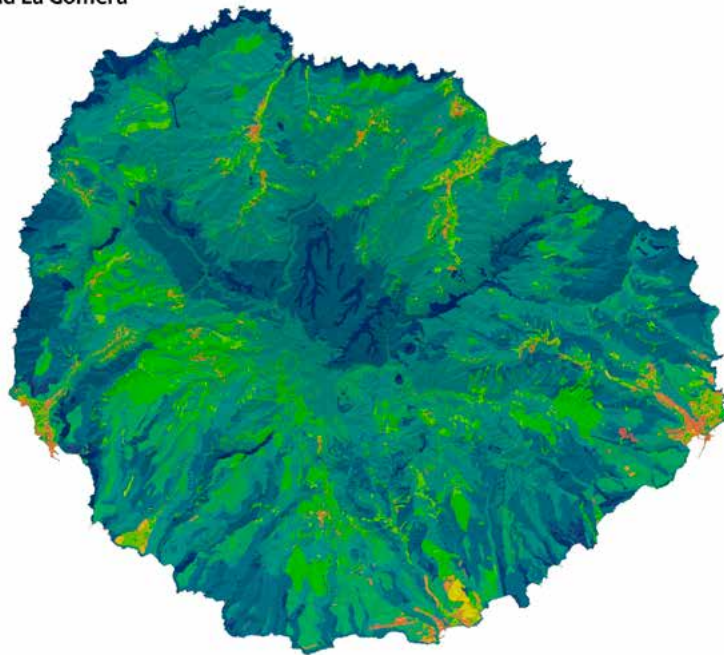


Figura 17: Ejemplo de mapa de naturalidad en el caso de la isla de La Gomera

Ya que para el análisis de la naturalidad se han usado fuentes de datos de diferente escala, se consideró oportuno realizar una agregación en una cuadrícula de 20m. Para caracterizar la naturalidad de cada cuadrado se realiza una estadística zonal que analiza los diferentes valores de na-

turalidad que caen en el interior de cada uno de los cuadrados de 20m x 20 m de la malla. Como resultado se obtiene la estadística [mínima, máxima, rango, media, desviación estándar y suma] de la naturalidad de cada uno de los cuadrados.

Como resumen, cabe señalar que el Mapa de Naturalidad de Canarias es una herramienta útil para el análisis de intervención antrópica del territorio [Figura 17], permitiendo diseñar actuaciones de gestión dirigidas a la conservación de los hábitats naturales, especialmente en lo que corresponde a ámbitos de la Red Canaria de

Espacios Naturales Protegidos o de la red europea la Red Natura 2000, y está siendo considerado como herramienta para la definición de nuevos ámbitos a integrar. Asimismo, resulta muy útil en el diseño de corredores ecológicos y en el análisis de la conectividad ecológica.



Figura 18: Ejemplos de cartografía obtenida en una parcela para dos estratos de vegetación de la misma

Por otro lado, tras la selección del índice de vegetación más adecuado, se utiliza el índice EVI [Enhanced Vegetation Index] en toda la superficie de los hábitats, excepto aquellos de muy reducida dimensión o de escasa cobertura vegetal. Este análisis se lleva a cabo con los datos provenientes de Sentinel-2 y se realiza separadamente para subtipos de hábitats [que en muchos casos coinciden con asociaciones vegetales o con grupos homogéneos de ellas] y se agrupan

por meses, estaciones y años. Previamente, en base a criterios de adecuada representatividad y buen estado de conservación de esos subtipos, se identifican unos ámbitos de referencia. Posteriormente, se cuantifican las distancias de los valores del EVI de cada pixel respecto a los valores correspondientes a los ámbitos de referencia. Los valores de EVI se agrupan en clases en función de la distancia del valor respecto a los valores medios de los ámbitos de referencia [Figura 19].

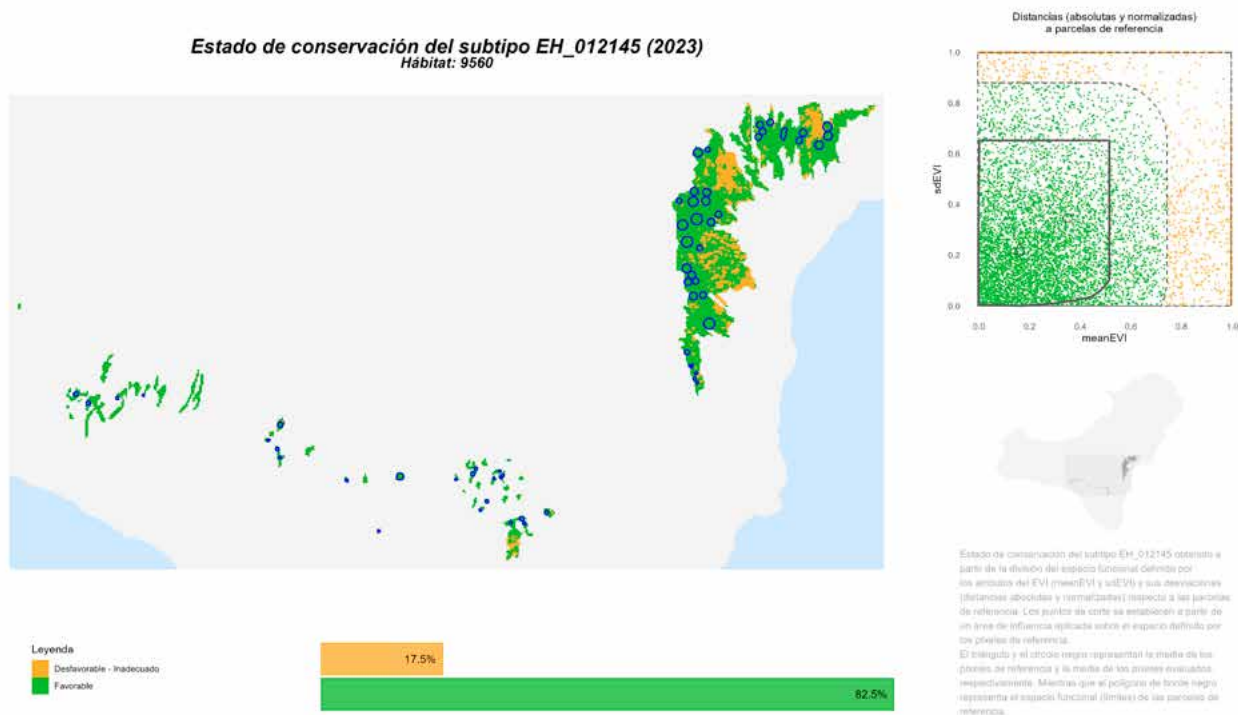


Figura 19: Ejemplo del análisis de los valores de EVI para un subtipo de hábitat en la isla de El Hierro. Por el momento se trata de un resultado preliminar que está sujeto a pequeños ajustes metodológicos

Como resultado se obtienen mapas de la actividad fotosintética [un aspecto significativo del "estado de conservación" de la comunidad] con los valores que se detectan para cada subtipo de hábitat, referidos a cada año del periodo para el que Sentinel-2 dispone de datos. Los valores obtenidos en estos mapas de actividad fotosintética pueden ser contrastados con los resultados de los inventarios realizados, como sistema de comprobación de datos verdad/terreno.

Algunos de los procesos se encuentran automatizados, por lo que la ejecución de los mismos es rápida y homogénea. Así, con los resultados pueden detectarse tendencias y establecer alarmas de conservación donde los valores sufran cambios repentinos significativos.

4. Evaluación de la coherencia

Las secciones precedentes describen posibles aproximaciones para valorar individualmente cinco componentes, o indicadores, de la coherencia ecológica de una red de conservación como la Red Natura 2000. El siguiente paso es combinar esos resultados para evaluar la coherencia como tal.

En general, este tipo de procedimientos empieza aplicando una escala de valores que transforma los resultados objetivos de un indicador individual en una evaluación relevante para el problema planteado. Por ejemplo, el porcentaje de la extensión de la distribución de un THIC dentro de la Red Natura 2000, respecto a toda la distribución conocida, puede ser comparado con un umbral de representación recomendado internacionalmente para su conservación. La representatividad recibirá entonces una evaluación en una escala numérica adecuada [desfavorable – favorable, malo – regular – bueno, 0 – 10, etc.].

A continuación, es necesario combinar las evaluaciones individuales con el fin de evaluar el estado de la variable de nivel superior de abstracción, en este caso, la coherencia de la red. El procedimiento para ello depende de la escala numérica de los indicadores individuales [cualitativa, ordinal, cuantitativa, etc.], de su fiabilidad y precisión, de la heterogeneidad y necesidad de normalización entre indicadores individuales, y de la utilidad pretendida para la evaluación global [legal, de gestión, científica, etc.].

En el trabajo de Borja *et al.*, [2014] se realizó una revisión completa de las técnicas de combinación de indicadores individuales. Algunos ejemplos son: todos o ninguno, promedio de los indicadores individuales, sumas ponderadas, métodos multivariantes, árboles de decisión o reglas condicionales. Se considera que las técnicas que realizan combinaciones algebraicas de los indicadores individuales no se aplican bien en el caso de la coherencia, donde dichos indicadores son heterogéneos en su cálculo y métricas. Entre las que mejor se aplicarían cabe citar: el principio de todos o ninguno, por el cual todos los indicadores individuales deben resultar favorables; la suma ponderada de puntuaciones individuales; y la integración progresiva de alto nivel.

4.1. Todos o ninguno

El principio de todos o ninguno [abreviado como OOA por sus siglas en inglés *One-Out All-Out*] consiste en realizar evaluaciones individuales de cada indicador, dando un resultado favorable para la evaluación integrada solo si cada una de las individuales resulta favorable.

Este método atribuye la misma importancia a cada indicador individual. La falta de ponderación requiere que los indicadores sean homogéneos en términos de calidad. Por otra parte, se comprende que obtener una evaluación favorable es particularmente difícil usando esta aproximación. Eso, que en principio sería una debilidad es, de hecho, una de sus mayores ventajas: el método es conservador y cauteloso, de modo que las evaluaciones favorables obtenidas en su aplicación son sólidas.

Por las razones anteriores, el método OOA es seleccionado cuando el resultado de la evaluación general puede tener implicaciones legales o de regulación. Por ejemplo, es el aplicado para evaluar el Indicador 15.3.1 [Proporción de tierra degradada respecto al total de las tierras], que mide el progreso del Objetivo de Desarrollo Sostenible 15.3 [Alcanzar Neutralidad

en la Degradación de Tierras para 2030] [Orr *et al.*, 2017]. El Indicador 15.3.1 utiliza tres subindicadores para decidir si un área debe considerarse degradada: cobertura terrestre o uso del suelo, productividad de la tierra y carbono almacenado [Sims *et al.*, 2021]. Los tres son complementarios en sus escalas temporales, y por ello reciben la misma importancia. Al mismo tiempo, cada uno de ellos está respaldado por un arsenal técnico que permite determinar con precisión el estado del tema correspondiente. Por ello, si cualquiera de ellos falla al evaluar un área como no degradada, esa área se considera degradada independientemente del resultado de los demás. Concretamente, según el principio OOA, la degradación ocurre si el carbono orgánico del suelo decrece significativamente, o si decae la Producción Primaria Neta, o si tiene lugar un cambio negativo de uso del suelo.

Otra ventaja del principio OOA es que la evaluación general puede ser desagregada y los subindicadores pueden ser examinados individualmente, lo que permite especificar directamente medidas correctoras.

4.2. Suma ponderada

Este método utiliza una lista relativamente larga de indicadores individuales, y asigna a cada uno una puntuación. La suma de las puntuaciones, clasificada o no, es proporcional a la evaluación integrada que se pretende. Los indicadores individuales pueden recibir puntuaciones distintas según su importancia para el problema evaluado, lo que equivale a asignarles pesos. El procedimiento sirve tanto para evaluar aspectos positivos [por ejemplo, estado de conservación] como negativos [por ejemplo, grado de amenaza].

Esta aproximación puede ilustrarse con el ejemplo aplicado por Camacho *et al.*, [2019] para determinar presiones y amenazas que afectan a hábitats leníticos. Produjeron una relación de 25 indicadores individuales, clasificados en 8 temas. El rango de valores atribuible a cada indicador dependía de su importancia como amenaza.

Por ejemplo, "VERTIDOS PUNTUALES DE AGUAS RESIDUALES URBANAS" puede tener un valor de entre 3 y 20 puntos, mientras que "VERTIDOS TÉRMICOS" solo puede alcanzar 2 puntos. La matriz de evaluación así formada da lugar a una puntuación total, en función de la cual el grado de amenaza resulta "BAJO" [0 – 20 puntos], "MEDIO" [21 – 50], "ALTO" [51 – 75] o "MUY ALTO" [> 75].

Este método es flexible al poder puntuar diferencialmente los indicadores según su importancia percibida. Al mismo tiempo, esta flexibilidad puede resultar arbitraria si carece de reglas explícitas sobre la asignación de puntuaciones. Esta condición se daba en el caso citado como ejemplo, y es imprescindible para una evaluación realista.

4.3. Aproximación integrada

Si los indicadores individuales no son homogéneos en términos de métricas, precisión o fiabilidad para reflejar la evaluación propuesta de mayor nivel, cabe la posibilidad de utilizar el modelo conceptual que dio lugar a considerar el uso de dichos indicadores. La premisa en este caso es que los indicadores tienen relaciones funcionales entre sí, que pueden explotarse para obtener una comprensión razonada del problema de mayor nivel.

En el caso de la coherencia ecológica de la Red Natura 2000, proponemos cinco componentes que, lejos de ser características independientes entre sí, dependen entre ellas. Esa dependencia puede reflejarse en la Figura 20.

Para examinar la coherencia de la Red Natura 2000 respecto a la conservación de cierto hábitat. El primer dato que se conoce es su distribución observada. Sin embargo, es necesario reconocer que el hábitat puede no tener un estado ecológico uniformemente bueno en toda su distribución. Por ello, es necesario examinar la Resiliencia, que permitirá descartar las áreas enfermas, aclaradas o degradadas, las cuales no deben ser tenidas en cuenta a efectos de identificar superficies para la conservación del hábitat. Esto no significa que las áreas en malas condiciones deban ser despreciadas. Por el contrario, deben ser objeto de una restauración o conservación especial. Pero si se cuenta con ellas como un activo para evaluar la coherencia se corre el riesgo de sobreestimar el nivel de conservación del hábitat.

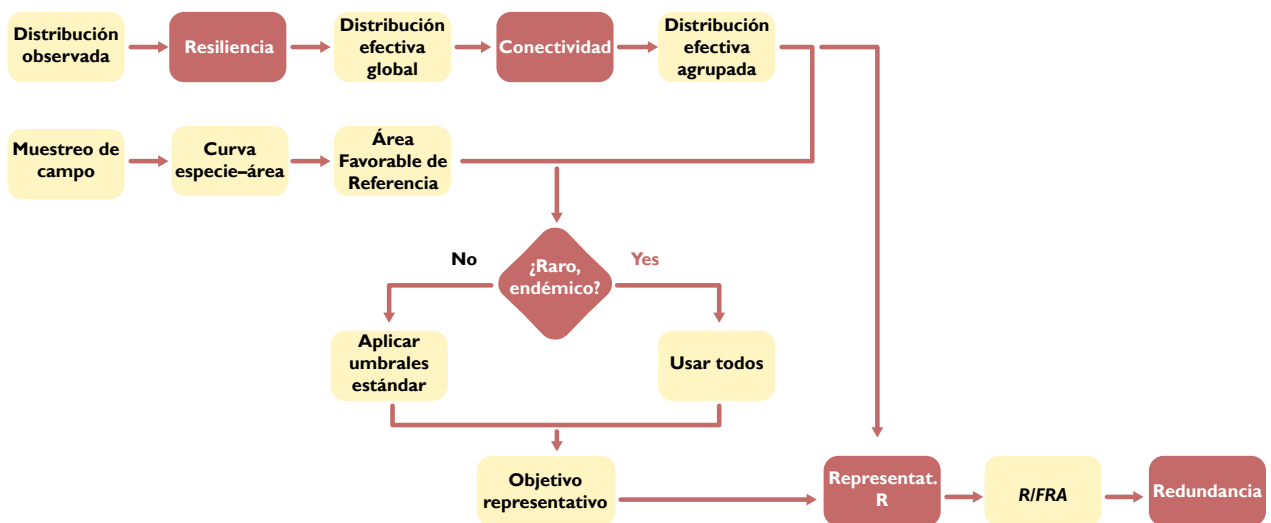


Figura 20. Flujo de información para una evaluación integrada de la coherencia de una red de conservación.

El descarte mencionado deja lo que podría llamarse como la distribución efectiva en bruto. Pero esto es poco realista, ya que cualquier distribución de un hábitat terrestre presenta niveles variables de fragmentación, causada por el medio abiótico y/o intervenciones humanas. Algunas de las manchas podrán tener intercambios funcionales con el resto de la distribución, mientras que otras estarán aisladas y, manteniendo su valor

como relictos, contribuirán poco a la persistencia del hábitat en cuestión. Es necesario, por ello, ejecutar un análisis de Conectividad, con objeto de conocer la distribución efectiva en grupos.

No todas las manchas en esta última distribución serán apropiadas para la conservación del hábitat, incluso si están conectadas con el resto de la distribución. Algunas pueden ser demasia-

do pequeñas y contener versiones simplificadas en las que el hábitat, estando presente, no puede cumplir su función de paraguas para otras especies. Aquí entra en juego el concepto de Área Favorable de Referencia (FRA, ver Sección 3.2.3), que debería haber sido determinada experimentalmente mediante muestreos de campo.

La distribución efectiva en grupos, y el FRA permiten enfrentar el dilema de Rareza o Endemicidad. Si el hábitat de estudio no es raro ni endémico, se pueden aplicar umbrales internacionales normalizados para determinar qué extensión de hábitat, que deba ser parte de la distribución efectiva en grupos y que tenga manchas mayores que FRA, se encuentra efectivamente protegido por la Red Natura 2000. Si el hábitat

en cuestión es raro o endémico, entonces toda su extensión debe estar dentro de la Red Natura 2000. Obsérvese que este dilema se aplica tanto si el hábitat ya ha sido incluido en la Red Natura 2000, como si se estudia su posible inclusión.

En ambos casos del dilema anterior, resulta un valor R de *Representatividad*, que es la fracción de la extensión de hábitat que está incluida en la Red Natura 2000. Como mínimo, la extensión implicada por R debe ser igual a FRA, de otro modo el territorio conservado sería inestable. En muchos casos, dicha extensión será varias veces superior a FRA. Por tanto, la proporción R/FRA es proporcional a la *Redundancia* de la cantidad de hábitat preservado en la Red Natura 2000.

4.4. Evolución

Es necesario reconocer que el problema de evaluar formalmente la coherencia ecológica de la Red Natura 2000 se encuentra en sus inicios. El problema tiene una parte intrínsecamente científica, con desafíos conceptuales imperfectamente resueltos alrededor de algunas de las componentes de la coherencia, por ejemplo, la conectividad o la resiliencia. Además, hay una parte política, por la que las administraciones públicas deberán realizar inversiones importantes, algunas con un coste de oportunidad no despreciable, para mejorar la coherencia de la Red Natura 2000. Finalmente, hay un aspecto legal, asociado a informar periódicamente a la UE sobre el estado de la coherencia de la Red Natura 2000.

Se considera que los métodos de integración recién expuestos han seguido un orden de

preferencia deseable. Sin embargo, el acoplamiento entre lo científico, lo político y lo legal, probablemente no resistiría un esquema tipo OOA. Por esa razón, se sugiere ir de abajo a arriba. La aproximación integrada es, al mismo tiempo, suficientemente conservadora como para asegurar una evaluación realista de la coherencia, y lo bastante transparente como para identificar errores e inconsistencias en la metodología. Solo cuando esa fase se haya superado, posiblemente convenga explorar un procedimiento basado en suma ponderada, el cual permita valorar diversos aspectos que ya se encuentran implícitos en el modelo conceptual. Y, finalmente, las decisiones con implicaciones legales deberán basarse en una evaluación OOA de la coherencia ecológica de la Red Natura 2000.

4.5. Niveles de gestión y dominios espaciales

Una vez formalizados los componentes de la coherencia y cómo evaluar la misma, se hace necesario apuntar cómo se pueden abordar estos aspectos en el ámbito de la gestión. Como se ha visto en capítulos anteriores [2.3 Unidades y dominios espaciales de referencia], la gestión actual de la Red Natura 2000 se realiza únicamente mediante instrumentos de gestión a nivel de lugares. En él se recogen los objetivos y

medidas para los THIC y EIC presentes, sin tener en cuenta las relaciones que los mismos tienen con el resto de lugares que conforman la Red Natura 2000 a través de las propiedades de la coherencia, ni con los THIC y EIC presentes en la Región Biogeográfica y que no están incluidos en los lugares de la Red Natura 2000.

Esto conduce al primer nivel de la jerarquía de gestión: el instrumento de gestión del lugar, que en España tiene carácter legal obligatorio. Integrar los diagnósticos individuales sobre la representatividad permite evaluar la singularidad de cada sitio dentro del conjunto de la Red Natura 2000 para el dominio espacial correspondiente. Además, para que esta evaluación sea completa, es necesario disponer de un análisis del resto de las propiedades de la coherencia en toda la extensión del dominio espacial de la Región Biogeográfica.

El siguiente paso introduce la necesidad de instrumentos de gestión a niveles superiores, donde se pueda realizar esta valoración de la representatividad y del resto de los parámetros de la coherencia. Este nivel superior viene definido por la propia Directiva Hábitat y es el correspondiente a la Región Biogeográfica. La Región Biogeográfica es responsabilidad de la UE, a través de la Agencia Europea de Medio Ambiente o del Centro Temático de Biodiversidad [ETC/NC], y debe al menos fijar los objetivos generales para lograr la coherencia a través de los cinco componentes. Es crucial también explorar conexiones con los Planes de Acción de THIC y EIC, como, por ejemplo, el que actualmente se está desarrollando en la Región Macaronésica para la laurisilva.

La necesidad de este nivel queda reforzada por el rápido cambio en las condiciones climáticas, lo cual requiere de redes de conservación dinámicas que tengan en cuenta la resiliencia y la conectividad y establezcan objetivos y medidas para aumentar estas propiedades en cada uno de los lugares de la Red Natura 2000 y fuera de ellos. Para poder establecer estos objetivos y medidas más allá de los lugares es necesario que existan instrumentos de gestión que sean de aplicación a dominios espaciales más amplios como el de Región Biogeográfica.

En estos dos niveles, lugar y Región Biogeográfica, el correspondiente instrumento de gestión debe incluir un apartado de diagnóstico donde se recoja un análisis de cada uno de los parámetros de la coherencia y, para la Región Biogeográfica adicionalmente, una evaluación de la coherencia en los términos recogidos en los apartados anteriores. El resultado de este diagnóstico debe dar lugar a fijar los objetivos a alcanzar, en relación a cada uno de los componentes de la coherencia, en el periodo de vigencia del instrumento de

gestión, que sería recomendable que coincidiese con los informes sexenales establecidos en las Directivas. A su vez, estos objetivos deberían concretarse en el desarrollo de las medidas necesarias para alcanzarlos.

No obstante, en cuanto al análisis de la conectividad de los THIC y EIC terrestres, en una Región como la Macaronésica, formada por islas volcánicas oceánicas, tendría sentido realizar evaluaciones principalmente en el dominio insular.

La valoración de cada una de las cinco propiedades que componen la coherencia se aplica a un dominio espacial y a su correspondiente nivel de gestión. Sin embargo, la coherencia general requiere de niveles superiores a los lugares, lo que dependerá de la organización político-administrativa de cada Estado miembro y de cómo se distribuyan las responsabilidades de gestión en cada nivel.

La gestión de la Red Natura 2000 en España es responsabilidad de las Comunidades Autónomas, y algunas de ellas han delegado la gestión de los lugares a administraciones de rango territorial inferior, como en el caso de Canarias donde la responsabilidad de la gestión de los lugares la Red Natura 2000 recae en los Cabildos Insulares.

Sin embargo, la responsabilidad de la gestión de los hábitats y especies fuera de los lugares, no ha sido delegada a los Cabildos, por lo que sigue siendo del Gobierno de Canarias, que también mantiene la responsabilidad de reportar sobre su estado de conservación al Ministerio de Medio Ambiente [actualmente MITECO].

La gestión e implementación de la Red Natura 2000 en Portugal continental es responsabilidad del Instituto para la Conservación de la Naturaleza y la Biodiversidad, mientras que la gestión de las zonas de la Red Natura 2000 existentes en las Regiones Autónomas de Azores y Madeira son responsabilidad de los respectivos Gobiernos Regionales.

La gestión de los espacios la Red Natura 2000 en la Región Autónoma de Madeira está a cargo del Gobierno Regional, a través del Instituto das Florestas e Conservação da Natureza, IP-RAM [IFCN IP-RAM]. La misión de este instituto es promover la conservación de la naturaleza, así como planificar y gestionar de manera sostenible

la biodiversidad terrestre y marina, los paisajes, los bosques y los recursos asociados. El IFCN, IP-RAM es la autoridad regional responsable de la gestión de las áreas protegidas y de los espacios la Red Natura 2000, tanto en tierra como en aguas territoriales. Para llevar a cabo esta labor, colabora con diversos interlocutores que comprenden las realidades y desafíos regionales, incluyendo otros organismos de la administración pública, municipios, asociaciones, ONG y otras autoridades.

Las tareas de gestión de la Red Natura 2000 en la Región Autónoma de las Azores son llevadas a cabo por los departamentos del Gobierno Regional de las Azores con competencias en materia de medio ambiente y mar, a saber, las Direcciones Regionales de Medio Ambiente, Acción por el Clima y Mar y Pesca.

Dada la variedad de situaciones derivadas de la implantación de la Red Natura 2000 en la Región Autónoma de las Azores y la necesidad de adoptar un modelo de gestión basado en criterios estandarizados que unifique diversas denominaciones de áreas protegidas, se decidió concentrar las competencias en una unidad territorial insular o espacio marítimo como unidades básicas de gestión. Por ello, se reformuló el régimen jurídico para la clasificación, gestión y administración de las Áreas Protegidas en la Región, mediante un Decreto Legislativo donde se establece el marco legal para la conservación de la naturaleza y la protección de la biodiversidad. Esto dio como resultado una Red de Áreas Protegidas de las Azores, donde están integrados los lugares la Red Natura 2000, basada en la clasificación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN], adaptada a las particularidades geográficas, ambientales, culturales y político-administrativas del territorio del archipiélago de las Azores.

Este reparto de responsabilidades en la gestión de la Red Natura 2000 nos lleva, en el caso de la Región Macaronésica, a añadir entre estos dos niveles de gestión otros niveles posibles, marcados tanto por la organización político-administrativa [Estados miembros y regiones/comunidades autónomas] como por la configuración geográfica [las islas]. Así, se podrían considerar niveles como el estatal [España y Portugal], el de región/comunidad autónoma [Canarias, Madeira y Azores] y los distintos niveles insulares, en el caso de ser necesario.

En resumen, parece razonable, en una región biogeográfica archipelágica, introducir niveles de gestión que incluyan el lugar, la isla y la Región Biogeográfica. El nivel político-administrativo solo tiene sentido desde una perspectiva de organización de responsabilidades y no desde la ecológica. Esto se realizaría mediante la agregación de los niveles insulares, reflejados en un instrumento de gestión que plasme esa división administrativa, o mediante un instrumento de gestión a nivel de archipiélago, que en el caso de Canarias cobra sentido al recaer las responsabilidades de gestión de los lugares en las administraciones insulares [cabildos].

También es vital la implicación de la Comisión Europea en la elaboración de instrumentos de gestión a nivel de Región Biogeográfica, para analizar cada componente de la coherencia y establecer objetivos específicos para ese dominio espacial. A continuación, mediante agregación, se establecerían objetivos a los niveles administrativos de gestión necesarios: región/comunidad autónoma y estado miembro.

Un aspecto adicional que proporciona este sistema jerarquizado de gestión planificada es la necesidad de una mayor coordinación entre administraciones, ya que es la única manera de desarrollar instrumentos de gestión que abarquen diferentes ámbitos administrativos. La necesidad de un sistema de gestión planificada multinivel y jerarquizado [planificación en cascada] de las áreas protegidas ya se avanzaba en el documento Planificar para gestionar los espacios naturales protegidos [EUROPARC-España, 2008] donde se señalaba *que los instrumentos de planificación de los niveles superiores orientan y coordinan, pero no sustituyen, a los planes de los niveles inferiores, y los planes de nivel inferior, a medida que se van desarrollando, permiten mejorar y matizar los objetivos de los planes superiores.*

5. Datos geoespaciales necesarios

La mayoría de las aproximaciones técnicas que se han presentado en las secciones precedentes realizan un uso importante de datos geoespaciales y técnicas geomáticas. Esto se considera la mejor manera de obtener unos resultados objetivos, explícitos, repetibles y actualizables. Los criterios expertos entran pautadamente en los procedimientos, y ello permite valorar su impacto con precisión. Los resultados así obtenidos pueden considerarse puntos de partida para evaluar los escenarios de conservación correspondientes.

Este esquema metodológico solo puede mantenerse si se dispone de algunos recursos geoespaciales. Esta sección describe algunos de ellos que, siendo esenciales para el problema aquí abordado de evaluar la coherencia de la Red Natura 2000, son igualmente útiles de modo más general para gestionar territorialmente los lugares que la componen.

5.1. Red de parcelas de campo con inventarios de especies

En varias secciones de este documento se menciona la necesidad de usar datos de campo para obtener información esencial sobre los THIC. Un ejemplo es la determinación del Área Favorable de Referencia [AFR] en la Sección 3.2.3, que es un parámetro multipropósito para la gestión de la Red Natura 2000 y que, aquí en particular, se aplica para estimar la redundancia con la que un THIC está representado en la red. Otro ejemplo es el estudio de caso sobre naturalidad y seguimiento de THIC en Canarias, donde se describe una red de muestreo permanente para valorar el grado de intervención antrópica y para monitorizar el estado de THIC en este archipiélago.

En general, una red de muestreo permanente, formada por parcelas que se visitan en el curso del tiempo, es un recurso esencial para gestionar la Red Natura 2000. Un sistema así debería servir a múltiples propósitos, y por tanto tener una actividad de fondo sobre la que se puedan realizar campañas específicas. Algunos objetivos de una red así incluyen: conocer la composición de las comunidades biológicas vinculadas a las variantes locales de los THIC representados; detectar variaciones en las condiciones bióticas [por ejemplo, presencia de especies invasivas] o abióticas [por ejemplo, contaminación] que puedan tener impactos significativos sobre la persistencia de los ecosistemas a conservar; servir como puntos de control sobre el terreno para campañas de observación terrestre aerotransportadas o sobre sensores remotos; y servir como soporte espacial para campañas

de muestreo de variables ecológicas [por ejemplo, de biomasa y producción primaria neta].

El diseño de muestreo podría ser estratificado tras un análisis de las principales fuentes de variación ambiental y ecológica, e incluir parcelas tanto dentro como fuera de la Red Natura 2000. Esto permitiría un primer nivel de monitorización, consistente en evaluar continuamente el rendimiento de la Red Natura 2000 bajo la hipótesis de que el terreno debe tener mejor condición dentro que fuera de los lugares de la red.

Las unidades espaciales de muestreo [UEM] deberían ser consistentes con la resolución espacial de uno o más sistemas de Observación Terrestre que se considere incorporar como complemento a la red de muestreo. Por ejemplo, Sentinel-2 es un candidato natural para proveer de datos, y su configuración espectral óptica incluye cuatro bandas a 10 m, seis a 20 m y tres a 60 m de resolución espacial. Por tanto, desde este punto de vista, las UEM deberían consistir en parcelas anidadas cuyo lado fuese múltiplo de 10 m. Es el caso del sistema adoptado en Canarias, que está formado por parcelas de 20 m de lado.

Ese tamaño es asumible por un equipo de campo y compatible con un sistema de georreferencia que no requiera recurrir a procedimientos diferenciales de GPS [aunque siempre son preferibles]. Las parcelas deberían estar separadas entre sí por una distancia superior a un valor de autocorrelación espacial determinado mediante una campaña previa.

Los datos a registrar en esas UEM deberían ser objeto de una cuidadosa planificación que excede el alcance de este documento. Probablemente sería práctico distinguir tres categorías: una sola campaña [por ejemplo, inventario completo de especies de grupos y taxones seleccionados, para determinar aditivamente el AFR]; campañas regulares [por ejemplo, datos de seguimiento ambiental] y campañas específicas [por ejemplo, calibración de índices de vegetación con datos de biomasa o producción].

5.2. Distribuciones observadas de hábitats y especies

Un atlas que muestre la distribución de THIC y EIC en cierto ámbito de gestión de la Red Natura 2000 es, casi por definición, la seña principal de identidad de la Red en ese territorio. En una Región archipelágica como la Macaronésica, los ámbitos son, por lo menos, el de isla y el de Región Biogeográfica. El propósito último de ese atlas es mostrar dónde ocurre el THIC o EIC.

Este dato es importante por sí mismo, y con un seguimiento adecuado, es vital para indicar la salud y persistencia de la Red Natura 2000 en el tiempo. Pero, además, se trata de la variable dependiente natural para obtener modelos de distribución predictiva, que tienen aplicación en problemas tan dispares como identificar proyectos de restauración, evaluar escenarios de cambio climático, aplicar modelos de conectividad o estimar la resiliencia.

Por tanto, es necesario acoplar la resolución de los mapas de distribución observada de THIC y EIC con la de las variables predictoras que puedan usarse en ejercicios de modelización.

Por ejemplo, resoluciones kilométricas permitirán el ajuste de modelos climáticos que respondan a mesoformas de relieve. Sin embargo, si se prevé explorar el potencial predictivo de la topografía, la resolución debería aumentar a decamétrica o incluso métrica. Naturalmente, esto depende de los objetivos de la modelización, los cuales están, a su vez, condicionados por el escenario geográfico y el tamaño del área de estudio.

En lo posible, es recomendable que las distribuciones observadas de hábitats y especies estén en formato digital y sigan estándares reconocidos para su documentación y gestión. Aplicaciones como ModestR [García-Roselló *et al.*, 2013] pueden servir de ayuda para estos fines.

5.3. Variables climáticas

Las variables bioclimáticas, señaladas a lo largo de esta guía, se derivan de los valores mensuales de temperatura y precipitación para generar variables biológicamente más significativas. Estas pueden ser obtenidas a través de diversas fórmulas [O'Donnell y Ignizio, 2012; Xu y Hutchinson, 2016], utilizando herramientas como la función *biovars* [Hijmans *et al.*, 2011] o simplemente utilizar las variables ya generadas por otros autores.

Si se quieren utilizar las 19 variables bioclimáticas, de la manera más sencilla, se recomienda utilizar las variables de CHELSA [Karger *et al.*, 2017], ya que cubren un periodo más próximo al presente [1980–2010] que otras bases de datos como WorldClim [1970–2000].

Pero se recomienda la generación de estas variables con R [*biovars*, *dismo*], adecuando el periodo temporal adecuado.

Por supuesto, la escala en los datos climáticos ha sido ampliamente señalada a la hora de capturar la heterogeneidad. Esta metodología también es realizable atendiendo al microclima, cosa factible en las islas de la Región Macaronésica, pero no a nivel europeo o incluso peninsular. Existen múltiples modelos mecanicistas para la estimación de los microclimas [Maclean *et al.*, 2019]. Además, es destacable prestar atención a las discontinuidades entre variables climáticas compuestas [Booth, 2022], es decir, algunas variables bioclimáticas.

| Nombre | Periodo | Resolución | Cita |
|---------------------|------------------|---------------------|------------------------------------|
| <i>WorldClim</i> | 1970 - 2000 | - 1 km ² | Hijmans <i>et al.</i> , 2005 |
| <i>Chelsa</i> | 1901 - 2016/2019 | - 1 km ² | Karger <i>et al.</i> , 2017 |
| <i>Envirem</i> | 1981 - 2010 | - 1 km ² | Title & Bemmels, 2018 |
| <i>EuMedClim</i> | 1901 - 2014 | - 1 km ² | Fréjaville & Benito Garzón, 2018 |
| <i>Terraclimate</i> | 1958 - 2020 | - 5 km ² | Abatzoglou <i>et al.</i> , 2018 |
| <i>ERA5</i> | 1950 - 2024 | - 5 km ² | Muñoz Sabater <i>et al.</i> , 2018 |

Tabla 3. Se presentan diferentes fuentes donde extraer datos climáticos para poder desarrollar evaluaciones propuestas a lo largo de la guía

5.4. Biblioteca de distribuciones predictivas de hábitats

Una biblioteca de modelos potenciales de distribución de hábitats prioritarios podría ser una gran ayuda a la hora de analizar la coherencia de la Red Natura 2000 por su excelente capacidad para identificar zonas idóneas no ocupadas, optimizar restauraciones de hábitats, evaluar escenarios de cambio climático, y parametrizar modelos de conectividad. Por biblioteca se entiende un conjunto de modelos previamente desarrollados o que están disponibles para ser

ejecutados. La biblioteca podría establecerse de tres formas distintas:

- Los hábitats prioritarios pueden ser modelados siguiendo procedimientos estándares [ver más abajo] y sus resultados [bien en forma de imágenes o bien como objetos del lenguaje estadístico R] almacenados en un repositorio online disponible para todo el público o para las entidades con

responsabilidades en conservación de la naturaleza. Dicho repositorio proporciona imágenes, y cualquier persona las podría usar e interpretar, con independencia de sus conocimientos sobre modelos de nicho ecológico [también llamados de distribución potencial de especies]. Por el contrario, si el repositorio proporciona objetos de R, el usuario tendría necesariamente que estar familiarizado con el entorno R y con algunos paquetes con funciones espaciales [por ejemplo, terra] [Sillero *et al.*, 2023], para conseguir visualizar los objetos y extraer información de ellos.

- En el supuesto de ser necesario una mayor flexibilidad a la hora de modelar los hábitats [por ejemplo, una combinación específica de variables ambientales], se podrían usar aplicaciones de modelación ya desarrolladas, como Wallace 2 [Kass *et al.*, 2023]. Esta aplicación está escrita en R usando el paquete Shiny, para crear la plataforma online. La página web de Wallace 2 guía al usuario a través del proceso de modelación, que integra ya los procedimientos estándares de modelación, indicando qué datos tiene que introducir y qué parámetros tiene que seleccionar. La aplicación es intuitiva y muy eficiente. Wallace 2 proporciona los resultados básicos de los modelos. También es posible el uso de otros softwares, como ModestR [García-Roselló *et al.*, 2013], que acompañan al usuario en durante la modelización y no requiere conocimientos informáticos. El usuario necesitará un mínimo de conocimiento sobre modelación para poder usar cualquier plataforma online e interpretar los resultados.
- Una tercera opción puede ser el desarrollo de una aplicación propia que implementara el proceso de modelación de forma específica a los deseos y necesidades del proyecto. Esta aplicación puede ser desarrollada en lenguaje R a través del paquete Shiny, o en Google Earth Engine [GEE] [Gorelick *et al.*, 2017]. Hay diferentes plataformas ya disponibles que podrían servir de ejemplo a seguir, como la Wallace 2, indicada en el punto anterior. Esta aplicación podría integrar un único algoritmo [e.g. Maxent] [Phillips *et al.*, 2006, 2017] o varios, por lo que el resultado final sería una agregación [e.g. ensemble forecasting] [Araújo y

New, 2007] de varios algoritmos [de forma similar al paquete biomod2] [Thuiller *et al.*, 2009, 2003]. En este caso, el conocimiento requerido por el usuario puede ser mayor o menor en función del grado de automatización y parametrización de la aplicación. La aplicación puede requerir que el usuario tenga un mayor o menor poder de decisión sobre cómo los modelos deben ser calculados. En cualquier caso, el usuario siempre deberá tener algún conocimiento en modelación de nicho ecológico. El usuario podría escoger el hábitat pretendido, las variables ambientales más adecuadas, el algoritmo de modelación [o varios de ellos], y definir los parámetros más esenciales. La aplicación proporcionaría el mapa con la distribución potencial de hábitat seleccionado, junto con las curvas de respuestas de las variables ambientales, y la contribución de cada una de ellas al modelo.

Independientemente de la solución escogida, los modelos de nicho ecológico [Sillero, 2011] deberían ser calculados siguiendo procedimientos estándares [Sillero *et al.*, 2021; Sillero y Barbosa, 2021]. Estos procedimientos se suelen dividir en cuatro fases: recopilación y preparación de datos, y cálculo, validación, y aplicación del modelo. De forma muy resumida:

1. Recopilación y preparación de datos:

1.1. *Compilación de datos sobre ocurrencias de especies [en este caso, hábitats] y variables ambientales.* Los datos de ocurrencia pueden ser obtenidos a partir de trabajo de campo, registros de museos, o bases de datos ya existentes [analógicas o digitales]. Las variables ambientales deben estar relacionadas con la distribución del hábitat o de la especie en cuestión, tales como temperatura, precipitación, elevación, usos del suelo, vegetación potencial, tipo de suelo, condiciones químicas del suelo [pH], etc. Lo mejor es que las variables representen límites importantes para las especies que se van a modelar. Son este tipo de variables ambientales, que marcan hasta dónde la especie está distribuida, las que deben ser introducidas en los modelos. La elevación puede ser también una buena opción, porque es un proxy de otras muchas variables ambientales,

sobre todo si la especie tiene un rango restringido. Sin embargo, la elevación por sí sola puede no ser un factor limitante de la distribución de la especie. No es posible definir un conjunto de variables a priori porque eso dependerá del hábitat o la especie a modelar, de las variables disponibles en el área de estudio, y de la correlación entre variables [ver punto 1.4]. Actualmente, hay muchos repositorios digitales que ofrecen una gran variedad de variables ambientales [Sillero *et al.*, 2021]. GEE [Gorelick *et al.*, 2017] es una buena opción ya que compila todos los programas públicos de Observación de la Tierra [Landsat, MODIS, Sentinel] y proporciona las herramientas analíticas necesarias. Por ejemplo, ya es posible calcular modelos de nicho ecológico con Maxent [Campos *et al.*, 2023] o Random Forest [Crego *et al.*, 2022]. Hay más repositorios de variables ambientales terrestres [WorldClim [Fick y Hijmans, 2017]; CHELSA [Karger *et al.*, 2017; Kreft *et al.*, 2017]; EuMedClim [Fréjaville y Garzón, 2018]] que marinas [Bio-oracle [Tyberghein *et al.*, 2012]; Marspec [Sbrocco y Barber, 2013]].

1.2. *Limpieza y preprocesamiento de los datos de distribución.* Esto implica eliminar registros duplicados y corregir errores tanto espaciales [errores en las coordenadas] como de otro tipo [errores de identificación específica, errores en el nombre]. Algunos algoritmos sólo necesitan datos que indiquen la presencia de la especie, o la presencia y muestreo de las condiciones disponibles en el área de estudio [datos de *background*], o de presencias y ausencias.

1.3. *Definición de la forma y extensión del área de estudio.* Las variables serán recortadas por el área de estudio. La definición del área de estudio no es fácil [Sillero *et al.*, 2021]; es conveniente excluir aquellas zonas dentro del área de estudio que tienen características apropiadas para la presencia de la especie, pero a las que la especie no puede llegar. Se recomienda no usar límites administrativos siempre que no respondan a límites biogeográficos. El uso de regiones biogeográficas es la

solución más simple para definir el área de estudio. En el caso de islas, el área de estudio puede ser perfectamente la isla entera porque funcionan como sistemas cerrados. La extensión del área de estudio define el tipo de variables ambientales que se pueden introducir en los modelos. Para obtener un modelo de nicho ecológico es necesario la existencia de un gradiente ambiental en el área de estudio: cuánto más fuerte sea ese gradiente ambiental, más fácil será modelar la distribución de la especie. Esto quiere decir que cuando se modele sobre áreas de estudio muy extensas, el gradiente ambiental será principalmente climático, y, por lo tanto, se tendrán que introducir en el modelo variables climáticas. Sin embargo, si el área de estudio tiene una extensión muy pequeña, no habrá un gradiente climático [la temperatura será la misma o muy similar en toda el área de estudio], sino que el gradiente ambiental corresponderá a otras variables ambientales como topografía o abundancia de presas. Por lo tanto, el tamaño del área de estudio condiciona las variables predictoras.

1.4. *Selección de variables ambientales.* Las variables que presenten una mayor correlación [normalmente superior a |0.7|] deben ser excluidas del proceso. Además de calcular la correlación entre ellas, se recomienda medir el grado de colinealidad con el VIF – *Variable Inflation Factor*. El VIF no debería ser nunca mayor de 5.

2. Cálculo del modelo:

2.1. *Partición de datos.* Las ocurrencias de los hábitats se deben dividir en datos de entrenamiento [para calcular el modelo] y de prueba [para evaluar el modelo]. La proporción entre ambos conjuntos de datos suele ser 70/30%. Cuanto menor sea el tamaño de muestra de ambos grupos, más semejante debe ser la proporción. En el caso de usar datos de presencias y ausencias, la partición es aplicada a ambos grupos de registros con la misma proporción.

2.2. *Selección del algoritmo de mode-*

lación correlativa. como se ha indicado más arriba, no todos los algoritmos requieren los mismos datos de distribución [Sillero *et al.*, 2021]:

2.2.1. Algoritmos que sólo usan presencias, como Bioclim [Booth *et al.*, 2014] o Domain [Carpenter *et al.*, 1993].

2.2.2. Algoritmos que usan presencias y datos de fondo, como ENFA [Hirzel *et al.*, 2002] o Maxent [Phillips *et al.*, 2006, 2017]. Aquí es importante indicar que los datos de fondo no son equiparables a las pseudo-ausencias [i.e. ausencias creadas de forma artificial], pues son extraídos de toda el área de estudio [Guillera-Arroita *et al.*, 2014; Sillero y Barbosa, 2021].

2.2.3. Algoritmos que usan presencias y ausencias.

2.3. *Calibración [cálculo] del modelo*: El algoritmo seleccionado calcula el modelo con los datos de entrenamiento y las variables ambientales. Esto implica ajustar los parámetros del modelo para maximizar la precisión predictiva. Cada algoritmo tiene un conjunto de parámetros propios [Sillero *et al.*, 2021]. Como la partición de datos de entrenamiento y prueba es hecha de forma aleatoria, es necesario replicar el modelo varias veces [un mínimo de 10] para analizar el efecto de la variabilidad de la partición. El resultado de la replicación de los modelos es el modelo medio y su desviación estándar. También es posible calcular varios algoritmos para obtener una media final [*ensemble forecasting*] [Araújo y New, 2007].

3 Evaluación del modelo: El rendimiento del modelo es evaluado con los datos de prueba. Las métricas de discriminación más comunes incluyen el Área Bajo la Curva [*Area Under the Curve*: AUC] de la curva *Receiver Operating Characteristics* [ROC], y el *True Skill Statistic* [TSS].

4. Aplicación del modelo: Superposición del modelo sobre otras fuentes de datos ambientales que ayuden a su interpretación. Modelar especies es relativamente simple, pero no es lo mismo modelar hábitats.

Los modelos de nicho ecológico están pensados inicialmente para modelar especies [u otros niveles taxonómicos] y no hábitats [Sillero, 2011; Sillero *et al.*, 2021; Smith *et al.*, 2019]. Hay decenas de miles de ejemplos de modelos de especies [Anderson, 2012], pero los modelos de hábitats como los realizados por Marquez Barraso *et al.*, [2015] son mucho menos frecuentes. De hecho, estos modelos se refieren esencialmente a tipos de bosques definidos por unas pocas especies, lo que facilita su identificación como una entidad independiente. Los modelos de nicho ecológico identifican qué hábitats prefiere una especie, pero no las condiciones ambientales preferidas por el hábitat: dicho de otra forma, los hábitats cuando son modelados son tratados como si fueran una especie. Sin embargo, los hábitats son fáciles de cartografiar, porque pueden ser fácilmente reconocidos [clasificados] con imágenes de satélite [Nagendra, 2001].

Para poder modelar los THIC con modelos de nicho ecológico hay dos opciones:

- Recoger datos ambientales en locaciones donde exista el THIC en estudio. En este caso, el modelo es calculado a partir de una tabla donde las coordenadas de las localizaciones no son necesarias. Lo único que se requiere es la tabla con los datos de las variables ambientales para cada presencia y ausencia del hábitat. El resultado no es espacial. Se puede obtener un mapa del modelo si las variables ambientales incluidas en el modelo existen en formato digital. Así, se puede aplicar la fórmula del modelo a los rasters de las variables ambientales.
- A partir de un mapa digital de polígonos del THIC en estudio, crear puntos aleatorios sobre cada polígono [sólo un punto por píxel]. Una vez obtenidas las presencias del hábitat, se puede modelar de forma tradicional con las herramientas disponibles actualmente [Sillero *et al.*, 2023].

6. APÉNDICE: datos actuales de los hábitats terrestres macaronésicos

Según la Lista de Referencia, con fecha de diciembre de 2022, la Región Macaronésica terrestre comunitaria comprende 39 Tipos de Hábitat de Interés Comunitario. Solo doce de ellos están representados en ambos Estados miembros [España y Portugal], y cinco se encuentran únicamente en esta región **[Tabla A1]**.

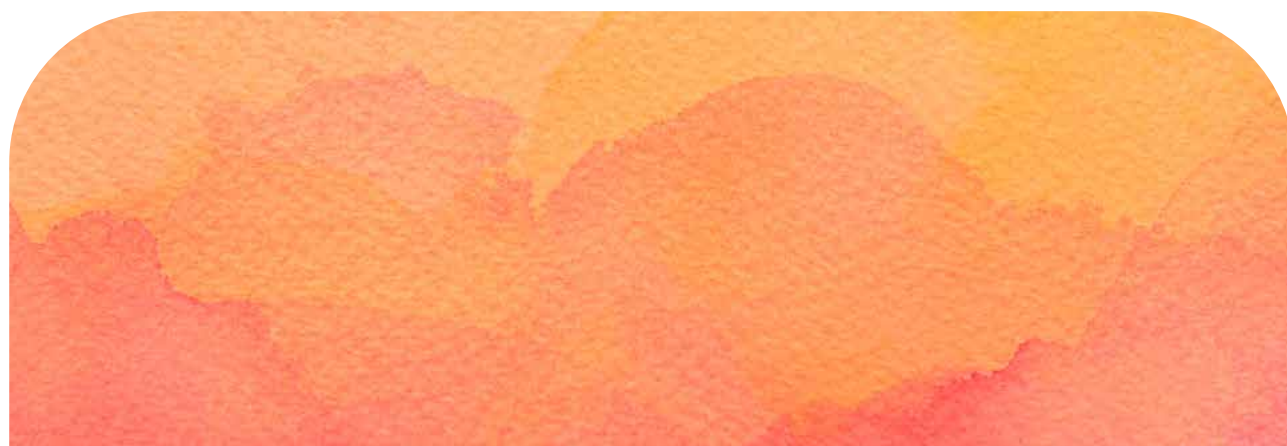
La suma de 39 THIC se reparte entre los siguientes grupos: hábitats costeros y vegetación halófila [9], dunas marítimas y continentales [3], hábitats de agua dulce [5], brezales y matorrales de zona templada [3], matorrales esclerófilos [1], formaciones herbosas naturales y seminaturales [2], turberas y áreas pantanosas [4], hábitat rocosos y cuevas [5] y bosques [7]. De estos, 9 son considerados prioritarios, 4 de los cuales corresponden al grupo de bosques. En España están presentes 20 tipos y en Portugal, 30, repartidos entre los archipiélagos de Azores y Madeira.

Tabla A1. Listado de tipos de hábitat de interés comunitario terrestres presentes en la Región Macaronésica comunitaria. En rojo claro los hábitats de interés prioritario comunes a los dos estados miembros, en rojo oscuro aquellos presentes en los tres archipiélagos macaronésicos y en negrita aquellos exclusivos de esta región. Obtenido de: EIONET versión actualizada en diciembre 2022.

| Código | Nombre del THIC | Grupo | Prioritario Anexo I | Canarias | Azores | Madeira |
|--------|--|-----------------------|---------------------|----------|--------|---------|
| 1140 | Mudflats and sandflats not covered by sea water at low tide M | Coastal habitats tats | | | | X |
| 1150 | Coastal lagoons | Coastal habitats | * | X | X | |
| 1160 | Large sh Large shallow inlets and bays allow inlets and bays | Coastal habitats | | | X | |
| 1210 | Annual vegetation of drift lines | Coastal habitats | | X | X | |
| 1220 | Perennial vegetation of stony banks | Coastal habitats | | | X | |
| 1250 | Vegetated sea cliffs with endemic flora of the Macaronesian coasts | Coastal habitats | | X | X | X |
| 1320 | Spartina swards [<i>Spartinion maritimae</i>] | Coastal habitats | | | X | |
| 1410 | Mediterranean salt meadows [<i>Juncetalia maritimi</i>] | Coastal habitats | | | X | |
| 1420 | Mediterranean and thermo-Atlantic halophilous scrubs [<i>Sarcocornetea fruticosi</i>] | Coastal habitats | | X | | |
| 2110 | Embryonic shifting dunes | Dunes habitats | | X | | |
| 2120 | Shifting dunes along the shoreline with <i>Ammophila arenaria</i> ['white dunes'] | Dunes habitats | | X | | |
| 2130 | Fixed coastal dunes with herbaceous vegetation ["grey dunes"] | Dunes habitats | * | X | X | X |
| 3130 | OligotroptHIC to mesotroptHIC standing waters with vegetation of the <i>Littorelletea uniflorae</i> and/or of the <i>Isoëto-Nanojuncetea</i> | Freshwater habitats | | | X | X |

| Código | Nombre del THIC | Grupo | Prioritario Anexo I | Canarias | Azores | Madeira |
|-------------|---|------------------------------|---------------------|----------|----------|----------|
| 3150 | Natural eutroptHIC lakes with <i>Magnopotamion</i> or <i>Hydrocharition</i> – type vegetation | Freshwater habitats | | X | X | X |
| 3160 | Natural dystroptHIC lakes and ponds | Freshwater habitats | | | X | X |
| 3170 | Mediterranean temporary ponds | Freshwater habitats | * | | X | X |
| 3220 | Alpine rivers and the herbaceous vegetation along their banks | Freshwater habitats | | | X | X |
| 4050 | Endemic macaronesian heaths | Heath & scrub | * | X | X | X |
| 4060 | Alpine and Boreal heaths | Heath & scrub | | | X | |
| 4090 | Endemic oro-Mediterranean heaths with gorse | Heath & scrub | | X | | |
| 5330 | Thermo-Mediterranean and pre-desert scrub | Sclerophyllous scrubs | | X | X | X |
| 6180 | Macaronesian mesophile grasslands | Grasslands | | | X | X |
| 6420 | Mediterranean tall humid grasslands of the <i>Molinio-Holoschoenion</i> | Grasslands | | X | | |
| 7110 | Active raised bogs | Bogs, mires & fens | * | | X | |
| 7120 | Degraded raised bogs still capable of natural regeneration | Bogs, mires & fens | | | X | |
| 7130 | Blanket bogs [* if active bog] | Bogs, mires & fens | | | X | |
| 7140 | Transition mires and quaking bogs | Bogs, mires & fens | | | X | |
| 7220 | Petrifying springs with tufa formation [Cratoneurion] | Bogs, mires & fens | * | SR | | |

| Código | Nombre del THIC | Grupo | Prioritario Anexo I | Canarias | Azores | Madeira |
|--------|---|----------------|---------------------|----------|----------|----------|
| 8220 | Siliceous rocky slopes with chasmophytic vegetation | Rocky habitats | | X | X | X |
| 8230 | Siliceous rock with pioneer vegetation of the <i>Sedo-Scleranthion</i> or of the <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i> | Rocky habitats | | | X | X |
| 8310 | Caves not open to the public | Rocky habitats | | SR | X | |
| 8320 | Fields of lava and natural excavations | Rocky habitats | | X | X | |
| 9320 | <i>Olea</i> and <i>Ceratonia</i> forests | Forests | | X | | X |
| 9360 | Macaronesian laurel forests <i>[Laurus, Ocotea]</i> | Forests | * | X | X | X |
| 9370 | Palm groves of <i>Phoenix</i> | Forests | * | X | | |
| 9550 | Canarian endemic pine forests | Forests | | X | | |
| 9560 | Endemic forests with <i>Juniperus</i> spp. | Forests | * | X | | X |
| 91D0 | Bog woodland | Forests | * | | X | |
| 92D0 | Southern riparian galleries and THICKets <i>[Nerio-Tamaricetea and Securinegion tinctoriae]</i> | Forests | | X | | |



A continuación, se describen los datos aportados por los Estados miembros participantes sobre la distribución detallada y el área de ocupación de los diferentes THIC, ya sean marinos o terrestres, presentes en la Región Macaronésica [Tabla A2]. Esta tabla no incluye los THIC 1140 y 7220, ya que, a pesar de estar ambos incluidos en la última lista de referencia, ninguno de los Estados miembros que conforman la Región Macaronésica los han incluido en el informe del Artículo 17 del último sexenio.

TABLA A2. Distribución y área de ocupación de los THIC en la Macaronesia comunitaria.

Disponible [aquí](#).

Atendiendo al ámbito terrestre, los tres THIC con más extensión en Canarias son: 9550 *Pinares endémicos canarios* [73 698,37 ha], 5330 *Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos* [57 198,53 ha] y 4050 *Brezales macaronésicos endémicos* [*] [32 572,76 ha]. En el caso de Madeira se dispone de menos información sobre los hábitats terrestres. Teniendo en cuenta la información proporcionada por los representantes de la región, los hábitats terrestres que ocupan mayor superficie conocida son: 9360 *Laurisilvas macaronésicas* [*] [17 008 ha], 1250 *Acantilados con vegetación endémica de las costas macaronésicas* [12 000 ha] y 5330 *Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos* [8 400 ha]. Por último, en Azores, los hábitats con más extensión son: 4050 *Brezales macaronésicos endémicos* [*] [9 715,80 ha], 7130 *Turberas de cobertura [* para las turberas activas]* [6 985,47 ha] y 9360 *Laurisilvas macaronésicas* [*] [5 880,81ha].

En cuanto a los hábitats marinos, solo se dispone de datos de superficie para estos hábitats en Azores: 1170 *Arrecifes* [4 580 000 ha], 1160 *Grandes calas y bahías poco profundas* [610 000 ha] y 8330 *Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas* [76 000 ha].

Con respecto a la superficie total por isla, los datos recopilados permiten revelar algunos resultados de interés. En el archipiélago canario, Tenerife es la que mayor número de THIC presenta [18], cuya mayoría se encuentran protegidos parcialmente bajo la Red Natura 2000, Solo 4090 *Brezales oromediterráneos endémicos* con aliaga se encuentra protegido al completo en espacios de la Red. La isla canaria con menor representa-

ción de THIC es La Graciosa [5], la más pequeña del archipiélago, contando con todos los THIC protegidos parcialmente bajo Natura 2000.

En el archipiélago *maderense*, la isla de Madeira es la que más representación de THIC contiene, con un total de 11. Todos de los que se disponen datos gozan de protección europea parcial, salvo 2130 *Dunas costeras fijas con vegetación herbácea [dunas grises]* [*], 3130 *Agguas estancadas, oligotróficas o mesotróficas con vegetación de Littorelletea uniflorae y/o Isoto-Nanojuncietea* y 3170 *Estanques temporales mediterráneos* [*], incluidos en la Red Natura 2000 en su totalidad. Islas salvajes contiene la menor cantidad del archipiélago, con solo 3 THIC, completamente protegidos bajo Natura 2000.

Por su parte en Azores las islas con mayor representación son Terceira y Pico, con 26 THIC cada una, siendo Graciosa y Santa María las que cuentan con el menor número, 10 y 11 respectivamente. En muchos casos, no se han podido recopilar los datos de superficie de los THIC fuera y dentro de los espacios Natura 2000. Partiendo de los datos proporcionados, sólo las islas de Corvo, Flores, Terceira y S.Jorge tienen al menos parcialmente protegidos todos los THIC en espacios Natura 2000, no existiendo ningún caso en todo el archipiélago de Azores en el que el 100% de un THIC quede completamente protegido bajo Natura 2000.

7. Referencias

Abatzoglou, J., Dobrowski, S., Parks, S. *et al.* TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. *Sci Data* 5, 170191 [2018].

Albuquerque, F., Beier, P., 2015. Using abiotic variables to predict importance of sites for species representation. *Conserv. Biol.* 29, 1390–1400.

Anderson, R.P., 2012. Harnessing the world's biodiversity data: Promise and peril in ecological niche modeling of species distributions. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1260, 66–80.

Araújo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22, 42–47.

Arenas-Castro, S., Sillero, N., 2021. Cross-scale monitoring of habitat suitability changes using satellite time series and ecological niche models. *Sci. Total Environ.* 784, 147172.

Austin, M.P., Margules, C.R., 1986. Assessing representativeness, in: *Wildlife Conservation Evaluation*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 45–67.

Belbin, L., 1987. The Use of Non-hierarchical Allocation Methods for Clustering Large Sets of Data. *Aust. Comput. J.* 19.

Belbin, L., Collins, A., 2009. PATN Version 3.12 [WWW Document]. URL

Bijlsma, R.J., Agrillo, E., Attorre, F., Boitani, L., Brunner, A., Evans, P., Foppen, R., Gubbay, S., Janssen, J.A.M., van Kleunen, A., Langhout, W., Noordhuis, R., Pacifici, M., Ramirez, I., Rondinini, C., van Roomen, M., Siepel, H., Winter, H.V., 2018. Defining and applying the concept of Favourable Reference Values. Technical Report for the Service contract No. 07.0202/2015/715107/SER/ENV.B.3. Wageningen.

Booth, T.H., 2022. Checking bioclimatic variables that combine temperature and precipitation data before their use in species distribution models. *Austral Ecol.* 47, 1506–1514.

Booth, T.H., Nix, H.A., Busby, J.R., Hutchinson, M.F., 2014. Bioclim: The first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MaxEnt studies. *Divers. Distrib.* 20, 1–9.

Borja, A., Prins, T.C., Simboura, N., Andersen, J.H., Berg, T., Marques, J.C., Neto, J.M., Papadopoulou, N., Reker, J., Teixeira, H., Uusitalo, L., 2014. Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status. *Front. Mar. Sci.* 1, 1–20.

Breiman, L., 2001. Random Forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32.

Camacho, A., 2024. Spanish approach to setting favourable reference values of HCI, in: Fourth Mediterranean Natura 2000 Seminar. Cyprus, Larnaca, 17-19 April 2024.

Camacho, A., Ferriol, C., Santamans, A.C., Morant, D., Camacho-Santamans, A., Picazo, A., Rochera, C., 2019. Descripción de procedimientos para estimar las presiones y amenazas que afectan al estado de conservación de cada tipo de hábitat lenítico de interior. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Madrid, Spain.

Campos, J.C., Garcia, N., Alírio, J., Arenas-Castro, S., Teodoro, A.C., Sillero, N., 2023. Ecological Niche Models using MaxEnt in Google Earth Engine: Evaluation, guidelines and recommendations. *Ecol. Inform.* 76, 102147.

Carpenter, G., Gillison, A.N., Winter, J., 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodivers. Conserv.* 2, 667–680.

Catchpole, R., 2013. Ecological Coherence Definitions in Policy and Practice - Final Report. Contract Report to Scottish Natural Heritage, No. 41102. Aspen International, Leeds.

Crego, R.D., Stabach, J.A., Connette, G., 2022. Implementation of species distribution models in Google Earth Engine. *Divers. Distrib.* 28, 904–916.

Csardi, G., Nepusz, T., 2006. The igraph software package for complex network research.

Daru, B.H., Farooq, H., Antonelli, A., Faurby, S., 2020. Endemism patterns are scale dependent. *Nat. Commun.* 11, 1–11.

del Barrio, G., Harrison, P.A., Berry, P.M., Butt, N., Sanjuán, M.E., Pearson, R.G., Dawson, T., 2006. Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. *Environ. Sci. Policy* 9, 129–147.

del Barrio, G., Martínez-Valderrama, J., Ruiz, A., Sanjuán, M.E., 2019. Descripción y ensayo de un procedimiento de regionalización climática del territorio. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.

Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N.D., Wikramanayake, E., Hahn, N., Palminteri, S., Hedao, P., Noss, R., Hansen, M., Locke, H., Ellis, E.C., Jones, B., Barber, C.V., Hayes, R., Kormos, C., Martin, V., Crist, E., Sechrest, W., Price, L., Baillie, J.E.M., Weeden, D., Suckling, K., Davis, C., Sizer, N., Moore, R., Thau, D., Birch, T., Potapov, P., Turubanova, S., Tyukavina, A., de Souza, N., Pintea, L., Brito, J.C., Llewellyn, O.A., Miller, A.G., Patzelt, A., Ghazanfar, S.A., Timberlake, J., Klöser, H., Shennan-Farpón, Y., Kindt, R., Lillesø, J.-P.B., van Breugel, P., Graudal, L., Voge, M., Al-Shammari, K.F., Saleem, M., 2017. An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. *Bioscience* 67, 534–545.

Estreguil, C., Caudullo, G., de Rigo, D., San-Miguel-Ayán, J., 2013. Forest Landscape in Europe: Pattern, Fragmentation and Connectivity. JRC 77295. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

ETC/NC, 1997. Criteria for assessing national lists of pSCI at biogeographical level. Brussels.

EUROPARC-España, 2008. Planificar para gestionar los espacios naturales protegidos. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los espacios naturales, Madrid, Spain.

European Commission, 2022. COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT IMPACT ASSESSMENT Accompanying the proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration. Document 52022SC0167. Brussels.

European Commission, 2013. Interpretation Manual of European Union Habitats, version EUR 28, April. European Commission, DG-ENV, Brussels.

Evans, D., Arvela, M., 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. Final version July 2011. Copenhagen.

Faith, D.P., Carter, G., Cassis, G., Ferrier, S., Wilkie, L., 2003. Complementarity, biodiversity viability analysis, and policy-based algorithms for conservation. *Environ. Sci. Policy* 6, 311–328.

Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 37, 4302–4315.

Fréjaville, T., Garzón, M.B., 2018. The EuMedClim database: Yearly climate data [1901-2014] of 1 km resolution grids for Europe and the Mediterranean Basin. *Front. Ecol. Evol.* 6, 1–5.

García-Roselló, E., Guisande, C., González-Dacosta, J., Heine, J., Peláyo-Villamil, P., Manjarrás-Hernández, A., Vaamonde, A., Granado-Lorencio, C., 2013. ModestR: A software tool for managing and analyzing species distribution map databases. *Ecography [Cop.]*. 36, 1202–1207.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R., 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ.* 202, 18–27.

Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J.J., Elith, J., 2014. Maxent is not a presence-absence method: A comment on Thibaud *et al.* *Methods Ecol. Evol.* 5, 1192–1197.

Guisan, A., Thuiller, W., Zimmermann, N.E., 2017. *Habitat Suitability and Distribution Models*. Cambridge University Press, Cambridge.

Gurrutxaga, M., Lozano, P.J., del Barrio, G., 2010. GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *J. Nat. Conserv.* 18, 318–326.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. [2005]. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25[15], 1965–1978.

Hijmans, R.J., Phillips, S., Elith, J.L., Jane, 2011. dismo: {Species} {Distribution} {Modeling}.

Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin, N., 2002. Ecological-Niche Factor Analysis : How to Compute Habitat-Suitability Maps without Absence Data ? 83, 2027–2036.

Joppa, L.N., Pfaff, A., 2009. High and far: {Biases} in the location of protected areas. *PLoS One* 4, 1–6.

Karger, D.N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R.W., Zimmermann, N.E., Linder, H.P., Kessler, M., 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Sci. Data* 4, 1–20.

Kass, J.M., Pinilla-Buitrago, G.E., Paz, A., Johnson, B.A., Grisales-Betancur, V., Meenan, S.I., Attali, D., Broennimann, O., Galante, P.J., Maitner, B.S., Owens, H.L., Varela, S., Aiello-Lammens, M.E., Merow, C., Blair, M.E., Anderson, R.P., 2023. Wallace 2: a Shiny App for Modeling Species Niches and Distributions Redesigned To Facilitate Expansion Via Module Contributions. *Ecography [Cop.]*. 2023, 1–9.

Keith, D.A., Rodriguez, J.P., Rodriguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Bishop, M.E.J., Bonifacio, R., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Comer, P., Comin, F. a, Essl, F., Faber-Langendoen, D., Fairweather, P.G., Holdaway, R.J., Jennings, M., Kingsford, R.T., Lester, R.E., Mac Nally, R., McCarthy, M.A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M.A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T.J., Riecken, U., Spalding, M.D., Zambrano-Martinez, S., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Bishop, M.E.J., Bonifacio, R., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Comer, P., Comín, F.A., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Fairweather, P.G., Holdaway, R.J., Jennings, M., Kingsford, R.T., Lester, R.E., Nally, Ralph Mac, McCarthy, M.A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M.A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T.J., Riecken, U., Spalding, M.D., Zambrano-Martínez, S., 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. PLoS One 8, 1–25.

Kettunen, M., Terry, A., Tucker, G., 2007. Guidance on the maintenance of landscape connectivity features of major importance for wild flora and fauna, Institute for European Environmental Policy. Brussels.

Kreft, H., Böhner, J., Kawohl, T., Karger, D.N., Kessler, M., Conrad, O., Linder, H.P., Zimmermann, N.E., Soria-Auza, R.W., 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. Sci. Data 4, 170122.

Loiseau, N., Mouquet, N., Casajus, N., Grenié, M., Guéguen, M., Maitner, B., Mouillot, D., Ostling, A., Renaud, J., Tucker, C., Velez, L., Thuiller, W., Violle, C., 2020. Global distribution and conservation status of ecologically rare mammal and bird species. Nat. Commun. 11.

MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. The theory of island biogeography, [2nd print. ed. Princeton, New Jersey : Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Maclean, I.M.D., Mosedale, J.R., Bennie, J.J., 2019. Microclima: {An} r package for modelling meso- and microclimate. Methods Ecol. Evol. 10, 280–290.

Margules, C.R., Nicholls, A.O., Pressey, R.L., 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. Biol. Conserv. 43, 63–76.

Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. Nature 405, 243–253.

Marquez Barraso, S., del Barrio, G., Simon, J.C., Sanjuán, M.E., Sanchez

Perez, E., Hidalgo, R., 2015. Conectividad del paisaje para tipos de hábitat zonales de interés comunitario en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. NIPO: 280-15-204-1, Madrid.

Middleton, N., Thomas, D.S.G. (Eds.), 1992. World Atlas of Desertification, 2nd ed. Edward Arnold, London.

Mingarro, M., Lobo, J.M., 2021. Connecting protected areas in the Iberian peninsula to facilitate climate change tracking. *Environ. Conserv.* 48, 182–191.

Mingarro, M., Lobo, J.M., 2018. Environmental representativeness and the role of emitter and recipient areas in the future trajectory of a protected area under climate change. *Anim. Biodivers. Conserv.* 41, 333–344.

Muñoz Sabater, J. [2019]. ERA5-Land monthly averaged data from 1950 to present. Copernicus Climate Change Service [C3S] Climate Data Store [CDS].

Nagendra, H., 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *Int. J. Remote Sens.* 22, 2377–2400.

O'Donnell, M.S., Ignizio, D.A., 2012. Bioclimatic predictors for supporting ecological applications in the conterminous {United} {States}: {U}·{S}.

Orella, J.C., Simón, J.C., Vaquero, J., Cuadrado, A., Matilla, B., Garzo, M.A., Sanchez, E., 1998. La lista nacional de lugares de la Directiva Habitats 92/43/CEE. Metodología y proceso de elaboración. *Ecología* 3–65.

Orr, B.J., Cowie, A.L., Castillo Sanchez, V.M., Chasek, P., Crossman, N.D., Erlewein, A., Louwagie, G., Maron, M., Metternicht, G.I., Minelli, S., Tengberg, A., Walter, S., Welton, S., 2017. Scientific conceptual framework for land degradation neutrality. A Report of the Science-Policy Interface. United Nations Convention to Combat Desertification [UNCCD, Bonn].

Pearson, R.G., Dawson, T.P., Liu, C., 2004. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography [Cop.]*. 27, 285–298.

Phillips, S.B., Aneja, V.P., Kang, D., Arya, S.P., 2006. Maximum entropy modeling of species geographHIC distributions. *Ecol. Modell.* 190, 231–259.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E., Blair, M.E., 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography [Cop.]*. 40, 887–893.

Pressey, R.L., Nicholls, A.O., 1989. Efficiency in conservation evaluation: Scoring versus iterative approaches. *Biol. Conserv.* 50, 199–218.

Pressey, R.L., Possingham, H.P., Margules, C.R., 1996. Optimality in reserve selection algorithms: When does it matter and how much? *Biol. Conserv.* 76, 259–267.

Riba, O., Vilar, M., 1969. Mapa litológico de España 1:500 000. Instituto geológico y Minero de España, Madrid.

Rodrigues, A.S.L., Akçakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54, 1092–1100.

Rodriguez Gonzalez, J., del Barrio, G., Duguy, B., 2008. Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales--A cost-surface model approach applied to surface fire spread. *Ecol. Modell.* 211, 121–141.

Rosenfeld, J.S., 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98, 156–162.

Ruiz, Alberto, del Barrio, G., Sanjuán, M.E., 2011. A 1970-2010 archive of climate surfaces for the Iberian Peninsula [WWW Document].

Ruiz, A., Sanjuán, M.E., del Barrio, G., Puigdefabregas, J., 2011. r2dRue: 2d Rain Use Efficiency library. R package version 1.04. R Packag.

Sánchez de Dios, R., Velázquez, J. C., & Sainz Ollero, H. [2019]. Classification and mapping of Spanish Mediterranean mixed forests. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 12[5], 480.

Sanjuán, M.E., del Barrio, G., Ruiz, A., Rojo, L., Martinez, A., Puigdefabregas, J., 2014. Evaluación y seguimiento de la desertificación en España: Mapa de la Condición de la Tierra 2000-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Säterberg, T., Jonsson, T., Yearsley, J., Berg, S., Ebenman, B., 2019. A potential role for rare species in ecosystem dynamics. *Sci. Rep.* 9, 11107.

Sbrocco, E.J., Barber, P.H., 2013. MARSPEC: ocean climate layers for

marine spatial ecology. *Ecology* 94, 979–979.

Sillero, N., 2011. What does ecological modelling model? A proposed classification of ecological niche models based on their underlying methods. *Ecol. Modell.* 222, 1343–1346.

Sillero, N., Arenas-Castro, S., Enriquez Urzelai, U., Vale, C.G., Sousa-Guedes, D., Martínez-Freiria, F., Real, R., Barbosa, A.M., 2021. Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. *Ecol. Modell.* 456.

Sillero, N., Barbosa, A.M., 2021. Common mistakes in ecological niche models. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 35, 213–226.

Sillero, N., Campos, J.C., Arenas-Castro, S., Barbosa, A.M., 2023. A curated list of R packages for ecological niche modelling. *Ecol. Modell.* 476.

Sims, N.C., Newnham, G.J., England, J.R., Guerschman, J., Cox, S.J.D., Roxburgh, S.H., Viscarra-Rossel, R.A., Fritz, S., Wheeler, I., 2021. Good Practice Guidance. SDG Indicator 15.3.1, Proportion of Land That Is Degraded Over Total Land Area. Version 2.0. United Nations Convention to Combat Desertification, Bonn.

Smith, A.B., Godsoe, W., Rodríguez-Sánchez, F., Wang, H.H., Warren, D., 2019. Niche Estimation Above and Below the Species Level. *Trends Ecol. Evol.* 34, 260–273.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* 68, 571.

Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., Araújo, M.B., 2009. BIOMOD - A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* [Cop.]. 32, 369–373.

Thuiller, W., Vayreda, J., Pino, J., Sabate, S., Lavorel, S., Gracia, C., 2003. Large-scale environmental correlates of forest tree distributions in Catalonia [NE Spain]. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 12, 313–325.

Title, P. O., & Bemmels, J. B. [2018]. ENVIREM: An expanded set of bioclimatic and topographHIC variables increases flexibility and improves performance of ecological niche modeling. *Ecography*, 41[2], 291-307.

Tyberghein, L., Verbruggen, H., Pauly, K., Troupin, C., Mineur, F., De Clerck, O., 2012. Bio-ORACLE: A global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 272–281.

Venter, O., Fuller, R.A., Segan, D.B., Carwardine, J., Brooks, T., Butchart, S.H.M., Di Marco, M., Iwamura, T., Joseph, L., O'Grady, D., Possingham, H.P., Rondinini, C., Smith, R.J., Venter, M., Watson, J.E.M., 2014. Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. *PLoS Biol.* 12.

Walker, B., 1995. Conserving Biological Diversity through Ecosystem Resilience. *Conserv. Biol.* 9, 747–752.

WWF España, 2018. Autopistas salvajes. Propuesta de WWF España para una Red Estratégica de Corredores Ecológicos entre espacios Red Natura 2000. Madrid, Spain.

Xu, T., Moore, I.D., Gallant, J.C., 1993. Fractals, fractal dimensions and landscapes — a review. *Geomorphology* 8, 245–262.

Xu, T.B., Hutchinson, M.F., 2016. ANUCLIM version 6.1 User Guide. Fenner School of Environment and Society, Canberra.

Zuazu Bermejo A, del Barrio G, Ruiz Richi E & Simón JC. 2024. Evaluación de la conectividad ecológica de tipos de hábitat en España e identificación de una red integrada de corredores. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid

