



Coerência ecológica da Rede Natura 2000

Abordagem plausível baseada na região biogeográfica da Macaronésia



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

Coerência ecológica da Rede Natura 2000

**Abordagem plausível baseada na região biogeográfica
da Macaronésia**



Madrid, 2025

AVISO LEGAL: os conteúdos desta publicação poderão ser reutilizados, citando a fonte e a data, se for o caso, da última atualização.

O presente documento foi elaborado no âmbito do projeto Continuação do 'Processo Biogeográfico Natura 2000' nas regiões mediterrânicas e macaronésicas da U.E., promovido e financiado pela Direção-Geral da Biodiversidade, Florestas e Desertificação do Ministério para a Transição Ecológica e o Desafio Demográfico, desenvolvido entre 2021 e 2024.

Direção técnica do projeto

Rafael Hidalgo Martín¹

Coordenação geral

Maria Regodón²

Autores Principais

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

Revisão 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 Canarias⁵

Autores colaboradores

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

Para efeitos bibliográficos a obra deve ser citada da seguinte forma:

Del Barrio, G. et all., 2025. *Coeréncia ecológica da Rede Natura 2000. Abordagem plausível baseada na Região Biogeográfica Macaronésica*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid.

"As opiniões expressas nesta obra não representam necessariamente a posição do Ministério para a Transição Ecológica e o Desafio Demográfico de Espanha. As informações e documentação fornecidas para a elaboração desta monografia são de responsabilidade exclusiva dos autores."

Design y maquetación: Tragsatec. Grupo Tragsa



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edições

© SUBSECRETARÍA

Gabinete Técnico

Catálogo das publicações do Ministério: <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/>

Catálogo geral das publicações oficiais: <https://cpage.mpr.gob.es/>

NIPO: XXXXXXXXXX

Índice

Prefácio	6
1. Introdução	7
1.1. Antecedentes.....	7
1.2. Problemas.....	9
1.3. Objetivos	10
2. Definição operacional de coerência	12
2.1. A Rede Natura 2000.....	12
2.2. Definição de coerência.....	14
2.3. Unidades e domínios espaciais	15
de referência.....	15
3. Componentes da coerência: definições e aplicação	17
3.1. Representatividade	17
3.1.1. Representatividade abiótica.....	18
3.1.2. Representatividade biótica.....	23
3.1.3. Representatividade num mundo em mudança	25
3.2. Raridade, endemismo e redundância	31
3.2.1. Raridade	31
3.2.2. Endemismo	32
3.2.3. Redundância	33
3.3. Conetividade	35
3.3.1. Modelos de conetividade baseados em superfícies de custo	36
3.3.2. Metodologia	38
3.3.3. Aplicação à Rede Natura 2000	39
3.4. Resiliência	41
3.4.1. Definição de resiliência.....	41
3.4.2. Método de cálculo da resiliência.....	41
4. Avaliação da coerência	49
4.1. Todos ou nenhum.....	50
4.2. Soma ponderada	50
4.3. Abordagem integrada	51
4.4. Evolução.....	52
4.5. Níveis de gestão e domínios espaciais	52
5. Dados geoespaciais necessários	55
5.1. Rede de parcelas de campo com inventários de espécies	55
5.2. Distribuições observadas	56
de habitats e espécies	56
5.3. Variables climáticas.....	57
5.4. Biblioteca de distribuições preditivas de habitats	57
6. APÊNDICE: dados atuais sobre os habitats terrestres da Macaronésia.....	61
7. Referencias.....	70

Prefácio

Este documento foi concebido como uma *concept note*, no sentido de servir de referência ou inspiração para os leitores que abordam a questão da coerência da Rede Natura 2000 pela primeira vez. O seu objetivo é criar um corpo conceitual conciso e demonstrar a sua viabilidade, propondo um conjunto de técnicas que convergem para um procedimento de avaliação. A transmissão da operacionalidade do conjunto foi considerada prioritária, por oposição a uma revisão pormenorizada dos seus componentes. Em outras palavras, a escolha das técnicas incorporadas em cada componente da coerência não é exclusiva, e os modelos aqui apresentados podem ser substituídos por outros, desde que desempenhem um papel equivalente no resultado final. A partir deste ponto de vista, praticamente nenhuma parte do documento substitui uma análise aprofundada do assunto em questão e as referências bibliográficas foram reduzidas ao mínimo necessário para garantir a compreensão.

Confrontados com a necessidade de especificar e reunir uma abordagem técnica para a coerência de uma rede de conservação como a Natura 2000, pareceu mais lógico utilizar uma região biogeográfica específica como banco de ensaio do que discutir problemas gerais. A Região da Macaronésia é única neste aspecto, porque a sua dimensão insular acrescenta oportunidades teóricas interessantes, não só relacionadas com a persistência de habitats e espécies, mas também com aspectos metodológicos como a relação entre a escala espacial e a dimensão da área de estudo. No entanto, mesmo tendo isto como fio condutor, a experiência anterior com as técnicas discutidas nesta e noutras regiões é limitada. Isto explica porque é que muitos dos exemplos desenvolvidos provêm de outras regiões biogeográficas, e porque é que este documento não deve ser tomado como um protocolo para avaliar a coerência da Rede Natura 2000 na região da Macaronésia em particular.

Embora os autores tenham feito um esforço especial para explicar as técnicas de forma concreta e reproduzível, o mesmo não acontece com os aspectos administrativos e de gestão. A razão para tal é que o conceito de coerência de uma rede pode ser dotado de uma base teórica, para o teste da qual podem ser especificadas técnicas objetivas. No entanto, a gestão, e nomeadamente a sua interface com uma componente técnica, é mais um problema heurístico do que teórico. Por outras palavras, deve ser estabelecida uma relação prototípica entre os decisores políticos, os gestores e os técnicos de conservação, estabelecendo um feedback funcional entre estes três tipos de atores. Isto é mais fácil de dizer do que de fazer, uma vez que os interesses e os condicionalismos de cada tipo provêm de mundos e lógicas diferentes. Por conseguinte, as interações devem ser aperfeiçoadas durante a resolução de um problema. A contribuição esperada deste documento é fornecer sementes para essas interações, de modo a que o refinamento heurístico possa ser alcançado numa base sólida e explícita.

Gabriel del Barrio

1. Introdução

1.1. Antecedentes

A biodiversidade e as paisagens naturais e seminaturais têm estado seriamente ameaçadas desde o início da Revolução Industrial. Este marco marcou o desenvolvimento de processos de exploração e transformação dos recursos naturais que alteraram profundamente a paisagem em termos de intensificação do uso, fragmentação e poluição. De um modo geral, estas forças de mudança foram iniciadas gradualmente em vários locais e os seus efeitos acabaram por se fundir numa estrutura espacial que tendia a deixar as paisagens iniciais, anteriormente dominantes, como ilhas no seio de paisagens artificiais com diferentes graus de alteração.

As sociedades ocidentais que deram origem à Revolução Industrial, pela sua capacidade de arrastar, seja por colonização ou emulação, generalizaram esse problema a todo o planeta. Esta situação conduziu a políticas de conservação destinadas à conservação da biodiversidade e dos ecossistemas de referência, que começavam a ser considerados vulneráveis à intensidade das alterações globais assim desencadeadas. Assim, surgiram as zonas protegidas, que se tornaram uma das medidas mais eficazes para a conservação da biodiversidade.

Atualmente, os cenários de conservação partilham, em proporções variáveis, atributos de duas manifestações extremas de alterações espaciais. Por um lado, haveria uma situação mais resiliente, em que as reservas de paisagens e de ecossistemas naturais cobrem grandes extensões de terreno que [provavelmente] excedem a área necessária para garantir a estabilidade dos ecossistemas envolvidos. No que respeita aos ambientes terrestres, dois exemplos são a Área de Conservação Transfronteiriça do Kavango Zambeze, Zâmbia, Botsuana, Namíbia, Zimbabué e Angola [519 912 km²] ou o Refúgio Nacional de Vida Selvagem do Delta do Yukon, Canadá [77 538 km²]. Estas dimensões não garantem, por si só, a sobrevivência dos ecossistemas que contêm, mas, pelo menos, pode presumir-se que os recursos genéticos e tróficos necessários para resistir às perturbações estão contidos no espaço preservado.

No outro extremo, haveria reservas relativamente pequenas que conservam pedaços de paisagem relíquia, entremeados numa matriz territorial profundamente transformada. Os maiores exemplos no caso de Espanha são os parques nacionais dos Picos de Europa [647 km²] ou de Doñana [543 km²], mas, em toda a Europa, não são raros os parques nacionais com áreas de apenas alguns quilómetros quadrados.

As ilhas, devido à sua configuração espacial, constituem um caso particular do segundo tipo de cenário. Aqui, as reservas, necessariamente pequenas, estão rodeadas por um território marginal com diferentes níveis de artificialização. Por exemplo, na Madeira existem reservas tão pequenas como a Área Protegida do Cabo Girão [3,15 km²], e outras de dimensão comparativamente semelhante às reservas do continente, como o Parque Natural da Madeira [444 km²]. Todos eles apresentam um elevado contraste entre território protegido e não protegido devido ao grau de ocupação deste último, e a solução tende mais a aumentar a quantidade de território protegido [58% da superfície terrestre da Madeira] do que a reduzir esse contraste.

A necessidade de conservar a biodiversidade nestes dois tipos de cenários influenciou as abordagens científicas e técnicas desenvolvidas, respetivamente. No primeiro tipo de cenário, prevaleceu a figura do parque nacional como uma grande reserva autónoma. O caso do Parque Nacional de Yosemite, nos EUA, foi o primeiro e continua a ser paradigmático: os colonos europeus, em meados do século XIX, ficaram fascinados com os valores estéticos e naturais da zona e pressionaram para que fosse criada uma figura jurídica que garantisse a sua conservação. Sem limitações específicas de espaço, foram designados 3 074 km² para este efeito.

As abordagens científicas clássicas para otimizar os objetivos de conservação foram fortemente influenciadas por esses cenários. Pois esse motivo, em geral, tendiam a dar prioridade à representatividade das espécies em relação à disponibilidade dos espaços, assumindo que a identificação e designação destes últimos seria um problema secundário [Margules *et al.*, 1988]. Este paradigma deu origem a dois importantes avanços conceptuais, a otimização e a complementaridade. O conceito de otimização foi desenvolvido neste contexto, definindo-se como a eficiência máxima da representação em termos da quantidade de terra protegida [Pressey e Nicholls, 1989]. Por outro lado, o princípio da complementaridade [Faith *et al.*, 2003] avalia a adição de novas unidades populacionais pela sua capacidade de complementar, e não de duplicar, as propriedades das unidades populacionais existentes, tendo em conta os objetivos de conservação. Isto levou ao desenvolvimento de métodos matemáticos para a seleção semiautomática de reservas naturais, como a heurística [Pressey *et al.*, 1996]. Estes métodos

encontraram o seu maior desafio na resolução do problema da otimização, partindo do princípio de que a dimensão do território de onde extrair uma coleção eficiente de reservas não impunha restrições práticas. De forma consistente, as áreas de estudo que alimentaram estes estudos encontravam-se frequentemente na América do Norte, África do Sul ou Austrália.

Nem os métodos baseados em grandes parques nacionais nem os baseados em reservas de conservação otimizadas tiveram grande aplicação no segundo tipo de cenário. Por exemplo, os parques nacionais declarados em Espanha formam um conjunto heterogéneo de extrações paisagísticas baseadas na singularidade, e as suas extensões, por si só, não seriam provavelmente capazes de garantir os objetivos de conservação estabelecidos no momento da declaração. No que diz respeito à otimização objetiva das reservas, a quantidade de terra disponível, tanto para os valores naturais como para os direitos de exploração, é tão pequena neste tipo de cenário que o problema consiste mais frequentemente em proteger o que resta do que em otimizar matematicamente uma seleção mínima.

A Rede Natura 2000 foi a resposta europeia à necessidade de preservar a biodiversidade. Três fatores influenciaram a sua criação: as sementes conceptuais desenvolvidas pela escola australiana de conservação [mesmo que a sua aplicação não fosse direta ao caso europeu], as conclusões descritas no parágrafo anterior e o impulso integrador de uma União Europeia relativamente jovem. A Rede Natura 2000 nasceu como um sistema pan-europeu coeso de reservas de conservação, distinguindo explicitamente entre espaços, habitats e espécies, e foi mandatada desde o início para ser coerente. O seu precursor foi o Programa Biótopos Europeus/CORINE, que surgiu no final da década de 1980 com o objetivo de estabelecer um inventário europeu dos principais sítios naturais à escala da UE.

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.

Na prática, o crescimento e o desenvolvimento da Rede Natura 2000 tem sido mais da base para o topo do que do topo para a base. Por outras palavras, em vez de procurar reservas para otimizar a representatividade ou a complementaridade das seleções, os sítios foram designados de forma oportunista. A sua incorporação na Rede Natura 2000 dependia do que restava disponível como território natural, da propriedade da terra e da atitude dos agentes económicos envolvidos. É de notar que o território europeu em geral foi densamente habitado durante muitos séculos. Isto significa que a maior parte das suas paisagens passou por ciclos de exploração-abandono e que a noção de naturalidade intocada quase não existe, apenas em locais pequenos e inacessíveis.

A Rede Natura 2000 cresceu mais por acreção do que por planeamento. Apesar disso, em poucos anos atingiu dimensões consideráveis em

todos os países da UE, onde, no seu conjunto, é constituída por 27027 locais que ocupam 18,6% do território. Em Portugal, a Rede Natura 2000 é composta por 167 locais que representam 20,6% do território nacional, números que, em Espanha, aumentam para 1858 locais e 27,3% do território. No que respeita à Região Biogeográfica da Macaronésia, a Região Autónoma da Madeira [Portugal], contém atualmente 19 locais, representando 32% da sua superfície terrestre; a Região Autónoma dos Açores [Portugal] é constituída por 41 locais que cobrem 15% da sua superfície terrestre; e a Comunidade Autónoma das Ilhas Canárias [Espanha] possui 188 locais que cobrem 38% da sua superfície terrestre. Estes números sugerem que a Rede Natura 2000 completou a sua faceta de recolha suficiente, em relação à qual se pode assumir difusamente que cumpre os seus objetivos de conservação.

1.2. Problemas

A Rede Natura 2000 é atualmente constituída por um conjunto de reservas de conservação inseridas numa matriz territorial altamente alterada e socioeconOMICAMENTE dinâmica. Embora a quantidade agregada de território seja grande, estas reservas têm dimensões bastante reduzidas e distâncias arbitrárias entre si, numa fragmentação que certamente não facilita a sua persistência individual. Por tanto, é urgente definir a Rede Natura 2000 como um sistema e avaliar a sua coerência, desenvolvendo o mandato inicial da Diretiva de Habitats que reconheceu que a rede no seu conjunto só seria estável se fossem formalizadas e promovidas as transferências, redundâncias e complementaridades entre sítios protegidos.

É curioso constatar que, apesar da necessidade unanimemente reconhecida de definir a Rede Natura 2000 como um sistema interconectado, os progressos formais registados a este respeito são muito limitados. A conetividade ecológica tem sido objeto de grande atenção neste contexto. A base para isto é que, ao referir-se aos trânsitos de espécies selvagens através da paisagem, tem um potencial esquelético para a Rede Natura 2000 como um todo, permitindo que elementos distantes da rede sejam ligados através da matriz de paisagem não protegida.

Assim, a conetividade ecológica tem sido reconhecida como uma propriedade essencial das redes de conservação [Gurrutxaga *et al.*, 2010], tendo mesmo sido sugeridas políticas territoriais específicas para a favorecer na Europa através da Rede Natura 2000 [Kettunen *et al.*, 2007]. No entanto, são relativamente raras as propostas concretas que ultrapassam o nível local. No caso de Espanha, Marquez Barraso *et al.*, [2015] modelaram a conetividade de 33 habitats zonais para todo o território peninsular, definindo as correspondentes redes de corredores que explicam as ligações entre as diferentes populações. Também utilizando os tipos de vegetação, mas neste caso como indicadores de movimento animal, a WWF Espanha [2018] propôs 12 corredores ecológicos que facilitariam a mobilidade de certas espécies emblemáticas da flora e da fauna.

A estes estudos, baseados em habitats ou espécies específicas, juntaram-se outros que se limitaram a avaliar a continuidade ou a fragmentação espacial de certos tipos de paisagem, sem definir conetividades específicas, no pressuposto de que isso favoreceria globalmente o trânsito de táxones protegidos. O estudo de Estreguil *et al.*, [2013] sobre a continuidade dos padrões florestais utilizando a metodologia desenvolvida pelo Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia [EC Joint Research Centre] é um desenvolvimento

recente desta tendência. Deste modo, a conetividade foi adotada para a criação de uma rede coerente e planeada através de várias estratégias nacionais desenvolvidas pelos Estados-Membros da UE. Uma delas é a infraestrutura verde, que é uma rede planeada de zonas naturais e seminaturais concebida para promover uma vasta gama de serviços ecossistémicos e também para aumentar a biodiversidade. A infraestrutura verde está estruturada em torno da Rede Natura 2000.

Os exemplos acima referidos destinam-se apenas a dar uma ideia representativa, mas não exaustiva, das aplicações de conetividade à Rede Natura 2000. Os progressos em matéria de habitat ou de espécies num determinado território foram sólidos e, embora fragmentados, marcam uma linha coerente de análise espacial. No entanto, a intenção original de utilizar a conetividade para sistematizar a estrutura territorial da Rede Natura 2000 como uma rede permanece não consolidada. Há várias razões para isso.

Em primeiro lugar, os estudos de conetividade assim abordados são múltiplos, e a sobreposição de múltiplas soluções individuais raramente conduz a uma solução integrada. Por outras palavras, quanto mais trabalhos sobre conetividade aplicados a táxones específicos aparecem, mais difícil é organizá-los numa proposta sintética, uma vez que estes estudos carecem de uma estrutura espacial comum. Este documento explora a definição da Rede Natura 2000 como uma rede que utiliza as suas reservas de conservação como nós, de modo a que seja possível acrescentar um número indefinido de obras de conetividade, com o único efeito desejável de aumentar a complexidade das relações entre os nós.

Em segundo lugar, o caráter transterritorial da conetividade contrasta com a fragmentação

quase fractal das competências na hierarquia das esferas administrativas. Espanha pode examinar as suas redes de conetividade, mas ao não fazê-lo em conjunto com Portugal, a fronteira entre os dois países é povoada por artefactos de modelização. Em Espanha, cada comunidade autónoma estabelece suas próprias redes de conetividade, que ignoram sistematicamente o que acontece com o mesmo táxon do outro lado da fronteira com a comunidade autónoma vizinha. Cria-se assim um caos de hermetismos concêntricos que impossibilita qualquer integração a um determinado nível organizacional e que, contrariamente ao desejável, se estende desde os níveis inferiores de gestão administrativa [NUTS 3, 2 e 1] até ao nível superior de região biogeográfica, onde é impossível obter uma visão de conjunto. Este documento propõe acoplamentos explícitos entre os níveis técnicos de análise e os níveis de gestão, de modo a que a informação possa fluir através das respetivas hierarquias sem perdas ou distorções.

Além disso, e contrariamente às expectativas iniciais, considera-se que a conetividade por si só não é suficiente para formar uma rede de conservação ou para avaliar sua coerência. Por exemplo, um objetivo básico da conservação é preservar a biodiversidade e as funções ecológicas associadas e, para isso, é essencial considerar a representatividade. Ao fazê-lo, é necessário ter em conta que as unidades populacionais designadas têm uma capacidade razoável para responder a perturbações externas, devendo ser indicada a sua capacidade de resistência. Por outras palavras, não só surgem propriedades adicionais a par da conetividade, como se pode antecipar a sua consideração integrada na definição e avaliação da coerência da Rede Natura 2000. consideración integrada para definir y evaluar la coherencia de la Red Natura 2000.

1.3. Objetivos

O objetivo geral deste documento é criar um quadro conceitual e metodológico para avaliar a coerência da Rede Natura 2000 na Região da Macaronésia.

Os objetivos específicos são:

I. Estabelecer uma definição operacional de coerência que possa ser aplicada na prática

através de componentes explícitos e que esteja alinhada com as políticas europeias de conservação.

II. Identificar informação e ferramentas adequadas para permitir uma avaliação harmonizada dos componentes de coerência. A informação será baseada em produtos de dados geridos por organismos institucionais para garantir um acom-

panhamento a longo prazo. As ferramentas serão baseadas em licenças abertas para incentivar a adoção da abordagem pelas administrações públicas interessadas.

III. Desenvolver um sistema de gestão planejado, que facilite às administrações responsáveis pela Rede Natura 2000 a manutenção da coerência da Rede. Este sistema será baseado, pelo menos, no caráter diferencial de cada sítio e no estabelecimento de objetivos de conservação ao nível da rede.



2. Definição operacional de coerência

2.1. A Rede Natura 2000

A Diretiva 92/43/CEE [Diretiva Habitats] tem por objetivo contribuir para a preservação da biodiversidade através da conservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens no território europeu dos Estados-Membros a que o tratado se aplica. Considera-se "Habitats naturais" as zonas terrestres ou aquáticas diferenciadas pelas suas características geográficas, abióticas e bióticas, quer sejam inteiramente naturais ou seminaturais.

As medidas tomadas nos termos da referida diretiva devem também ter por objetivo manter ou restabelecer os habitats naturais e as espécies selvagens da fauna e da flora de interesse comunitário num estado de conservação favorável.

Neste sentido, os Tipos de Habitats Naturais de Interesse Comunitário [THIC] são tipos de habitats que i) estão ameaçados pelo desaparecimento da sua área de distribuição natural, ii) têm uma área de distribuição reduzida [devido a regressão ou área intrinsecamente restrita] ou iii) são exemplos representativos de características típicas de uma ou mais regiões biogeográficas.

Do mesmo modo, as Espécies de Interesse Comunitário [EIC] são as que estão [i] em perigo, [ii] vulneráveis, [iii] raras [pequenas populações] ou [iv] endémicas e requerem uma atenção especial.

Os tipos de habitats naturais prioritários são os habitats ameaçados de desaparecimento e cuja conservação coloca uma responsabilidade especial na comunidade, dada a importância da proporção da sua área natural incluída no território europeu. Do mesmo modo, as espécies prioritárias são aquelas cuja conservação implica também uma responsabilidade especial pela mesma razão.

Por outro lado, o "estado de conservação" de um habitat natural será considerado "favorável" quando:

- A sua área de distribuição natural e as áreas compreendidas dentro dessa área sejam estáveis ou em expansão.
- A estrutura e as funções específicas para a sua manutenção a longo prazo existam e possam continuar a existir num futuro previsível.
- O estado de conservação das suas espécies típicas seja favorável.

Do mesmo modo, o "estado de conservação" de uma espécie será considerado "favorável" quando:

- Os dados sobre a dinâmica das populações da espécie indicam que esta continua e poderá continuar a ser, a longo prazo, um elemento vital dos habitats naturais a que pertence.
- A área de distribuição natural da espécie não está a diminuir nem há ameaça de diminuição num futuro previsível.
- Existe e é provável que continue a existir um habitat de dimensão suficiente para sustentar as suas populações a longo prazo.

O Artigo 3.º desta diretiva aborda a criação da Rede Natura 2000: É criada uma rede ecológica europeia coerente de zonas especiais de conservação, conhecida como "Natura 2000". Esta rede, composta por sítios que albergam tipos de habitats naturais enumerados no Anexo I e espécies enumeradas no Anexo II, deve assegurar a manutenção ou, se for caso disso, o restabelecimento, num estado de conservação favorável, dos tipos de habitats naturais e das espécies em causa na sua área de distribuição natural.

A Rede Natura 2000 incluirá também zonas de proteção especial designadas pelos Estados-Membros em conformidade com as disposições da Diretiva 79/409/CEE.

Neste contexto, um Sítio de Importância Comunitária [SIC] é um sítio que, na[s] região[ões] biogeográfica[s] a que pertence, contribui significativamente para a manutenção ou o restabelecimento de um tipo de habitat natural constante do Anexo I ou de uma espécie constante do Anexo II num estado de conservação favorável. Pode assim contribuir significativamente para a coerência da Rede Natura 2000, tal como referido no artigo 3.º, e/ou contribuir significativamente para a manutenção da diversidade biológica na[s] região[ões] biogeográfica[s] em causa

Do mesmo modo, uma Zona Especial de Conservação [ZEC] é um sítio de importância comunitária designado pelos Estados-Membros através de um ato regulamentar, administrativo e/ou contratual, no qual são aplicadas as medidas de conservação necessárias para a manutenção ou o restabelecimento de um estado de conservação favorável dos habitats naturais e/ou das populações das espécies para as quais o sítio foi designado.

Cada Estado-Membro contribuirá para a criação da Rede Natura 2000 em função da representação dos tipos de habitats naturais e dos habitats de espécies no seu território. Sempre que se considere necessário, os Estados-Membros esforçar-se-ão por melhorar a coerência ecológica da Rede Natura 2000, através da manutenção e, se for caso, do desenvolvimento dos elementos da paisagem que sejam de primordial importância para a fauna e a flora selvagens, tal como referido no artigo 10.º. Trata-se de elementos essenciais para a migração, a distribuição geográfica e o intercâmbio genético das espécies selvagens, devido à sua estrutura linear e contínua ou ao seu papel de pontos de ligação.

É importante mencionar que a avaliação do impacto de planos e projetos não relacionados com a gestão do sítio deve ter em conta os objetivos de conservação de cada sítio. Além disso, as autoridades nacionais competentes só darão o seu acordo a esse plano ou projeto depois de se terem certificado de que o mesmo não afetará negativamente a integridade do sítio em causa. A secção 4 do Artigo 4.º sublinha igualmente a prioridade da designação de um sítio como ZEC "com base na importância dos sítios para a manutenção ou o restabelecimento, num estado de conservação favorável, de um tipo de habitat natural enumerado no Anexo I ou de uma espécie enumerada no Anexo II e para a coerência da Rede Natura 2000, bem como nas ameaças de deterioração e destruição com que se defrontam".

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

•A aplicação da Diretiva 92/43/CEE envolve, portanto, três elementos básicos associados aos seus respetivos objetivos de conservação:

- cada una de las Zonas de Especial Conservación designadas: mantenimiento de su integridad; y

- o conjunto das ZEC [a Rede Natura 2000]: protección da coerência

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 de Especial Conservación [ZEC], en ningún momento incluye referencias al concepto de integridad ni al concepto

de coerencia. Esta última só está associada a dois elementos claros: a representação e os elementos da paisagem, ou seja, aquilo a que se pode chamar conetividade.

De facto, a construção da Rede Natura 2000 baseou-se fundamentalmente no conceito ou componente de representação de tipos de habitats e espécies de interesse comunitário, utilizando, como critério principal, limiares ou percentagens de inclusão para estabelecer um diagnóstico de suficiência de representação.

No caso de Espanha, o componente de representação foi aplicado, para cada uma das quatro regiões biogeográficas, ao conjunto de áreas naturais protegidas designadas pelas diferentes administrações regionais. No que respeita os THIC, a representação foi avaliada utilizando limiares específicos para cada tipo de habitat com base em duas variáveis: área ocupada e designação como tipo de habitat prioritário. Para as espécies, o grau de ameaça nacional também foi considerado. Relativamente à Região Biogeográfica Macaronésica, o procedimento de avaliação da representação foi efetuado de forma sistemática para cada uma das ilhas, tendo em conta o papel de cada uma delas

no conjunto do arquipélago das Canárias [Orella et al., 1998].

Três décadas após a aprovação da Diretiva Habitats, continua pendente a avaliação de se a Rede Natura 2000 está a cumprir a sua função principal, ou seja, manter os tipos de habitats e as espécies de interesse comunitário num estado de conservação favorável. Em outras palavras, resta saber se a Rede Natura 2000, especialmente no âmbito de cada uma das Regiões Biogeográficas Comunitárias, é verdadeiramente coerente.

Três décadas após a aprovação da Diretiva Habitats, continua pendente a avaliação de se a Rede Natura 2000 está a cumprir a sua função principal, ou seja, manter os tipos de habitats e as espécies de interesse comunitário num estado de conservação favorável. Em outras palavras, resta saber se a Rede Natura 2000, especialmente no âmbito de cada uma das Regiões Biogeográficas Comunitárias, é verdadeiramente coerente.

2.2. Definição de coerência

A Rede Natura 2000 foi concebida desde o início como uma rede de conservação, com o objetivo de conservar a biodiversidade a nível europeu através da preservação das populações de Espécies e Tipos de Habitats de Interesse Comunitário [EIC / THIC] localizados em Zonas Especiais de Conservação [ZEC].

Em sentido amplo, uma rede de conservação consiste num conjunto de elementos [por exemplo, áreas protegidas] que interagem entre si para atingir sinergicamente um objetivo global mais abrangente do que a soma dos seus respetivos atributos. As relações entre as áreas protegidas que fundamentam estas interações são uma medida da coerência da rede.

Tal como referido na secção anterior, a noção de coerência permanece atualmente uma orientação difusa para a gestão da Rede Natura 2000, apesar de ter sido explicitamente mencionada

na conceção e desenvolvimento da Rede. Por conseguinte, é necessário utilizar uma definição que seja conceptualmente sólida e que permita a aplicação objetiva das técnicas necessárias para a sua verificação.

Foi aqui adotada a definição de trabalho proposta por Catchpole [2013]:

Uma rede ecologicamente coerente é constituída por sítios designados para a proteção de habitats e/ou espécies relevantes; deve apoiar habitats e populações de espécies em estado de conservação favorável em toda a sua área de distribuição natural [incluindo território não protegido e zonas marinhas para além dos sítios Natura 2000]; e contribuir significativamente para a diversidade biológica da região biogeográfica. À escala de toda a rede, a coerência é alcançada quando: está representada toda a gama de variação das carater-

rísticas valorizadas; estas características são reproduzidas em diferentes sítios numa vasta área geográfica; é possível a dispersão, migração e intercâmbio genético de indivíduos entre sítios relevantes; todas as zonas críticas de espécies raras, altamente ameaçadas e endémicas estão incluídas; e a rede é resistente a perturbações causadas por fatores naturais e antropogénicos.

Esta definição simples representa um importante passo em frente na consideração da Rede Natura 2000 como um sistema, cuja coerência depende de cinco propriedades que convergem para os objetivos de conservação declarados: representatividade, redundância, conetividade, raridade e endemismo, e resiliência. A coerência surge assim como uma meta-propriedade da Rede Natura 2000.

2.3. Unidades e domínios espaciais de referência

A definição de trabalho acima sublinha um aspeto que é tão óbvio como negligenciado nas suas implicações: uma rede é constituída por sítios. Em outras palavras, a unidade espacial de referência da Rede Natura 2000 são as ZEC. Se a Rede Natura 2000 fosse visualizada como um grafo de rede, as ZEC constituiriam os nós, e as cinco propriedades relacionadas com a coerência deveriam ser atribuídas, quer aos nós ou conjuntos de nós, quer às arestas que os relacionam.

Por exemplo, neste esquema, a representatividade deve ser atribuída de forma elementar a cada ZEC, de acordo com os habitats e espécies que contém. As ZEC podem então ser agrupados em função do problema em causa. Por exemplo, a representatividade do meio abiótico pode ser avaliada para uma ZEC, para todas as ZEC de um determinado nível administrativo [por exemplo, NUTS 2] ou para toda a região biogeográfica. O mesmo acontece quando se avalia a representatividade da Rede Natura 2000 para um determinado THIC ou EIC, que pode ser obtida agrupando as suas populações ao nível de organização adequado.

A conetividade é antes um atributo que relaciona as ZEC entre si e, portanto, corresponde às arestas do grafo de rede visualizado. No caso mais simples, duas ZEC estão relacionadas entre si quando contêm duas populações de um determinado THIC ou EIC ligadas entre elas. A relação é direcional e pode ser quantificada, por exemplo, como o atrito acumulado [distância de custo] no corredor mais curto que liga estas populações.

Este procedimento pode ser aumentado tanto quanto necessário. Assim, a utilização da coneti-

vidade para representar todas as ZEC que contêm populações de um THIC ou EIC dará uma ideia realista da contribuição da Rede Natura 2000 para a sua conservação. E mostrar as relações de conetividade entre todas as ZEC que utilizam THIC e/ou EIC num determinado domínio espacial aproximar-se-á muito de uma noção sistémica da Rede Natura 2000. 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 sistemática de la Red Natura 2000.

A consideração da coerência nas ZEC tem algumas implicações não previstas na atual gestão da Rede Natura 2000. É verdade que as ZEC são unidades de gestão do ponto de vista administrativo, e todas elas dispõem de planos de gestão que regulam as atividades e intervenções dentro dos seus limites. No entanto, as relações de redundância ou de complementaridade entre as ZEC não fazem parte desses planos e a maior parte dos estudos sobre THIC e EIC continuam a ser efetuados sobre a totalidade da distribuição numa área de estudo, em vez de tomarem como objeto de trabalho o subconjunto da distribuição contido na Rede Natura 2000.

Por exemplo, o estudo de conetividade de Marquez Barraso et al., [2015] modelou 33 THIC zonais, incluindo formações dominantes de bosques e arbustos na Espanha peninsular. As populações que definem cada problema de conectividade foram produzidas a partir da distribuição total observada, e a modelação produziu redes de corredores ecológicos para cada THIC estuda-

do. A contribuição da Rede Natura 2000 para a conetividade de cada caso foi avaliada através da identificação da parte da sua rede que estava incluída na Rede Natura 2000. Esta abordagem foi recentemente repetida para 31 tipos de florestas, com dados de entrada melhorados, num projeto encomendado pelo MITECO e financiado pela Tragsatec. Por conseguinte, pode presumir-se que existe uma necessidade constante de tais estudos.

Estes estudos têm um valor objetivo para a compreensão da ecologia florestal das formações individuais e constituem um apoio importante para a gestão do território onde se encontram. Por outro lado, a sua contribuição para a definição e avaliação da Rede Natura 2000 como instrumento de conservação é muito limitada, uma vez que as redes de conetividade associadas aos diferentes THIC carecem de elementos comuns ou partilhados, sendo por isso incomensuráveis.

Além disso, o valor de tais estudos para a conservação dos THIC ou EIC é questionável. O objetivo elementar de uma rede de conservação é ser autónoma e resistente às perturbações, de modo a que os recursos para tal se encontrem na própria rede. A única forma de avaliar se a rede cumpre a sua função é examinar as propriedades referidas na definição de trabalho [representatividade, redundância, conetividade, etc.] dentro dela.

Em outras palavras, apenas as populações de THIC e EIC contidas nas ZEC devem ser contadas. Tudo o que é exterior é contingente e não pode se esperar dele qualquer apoio essencial. Se uma população externa for identificada como desempenhando uma função importante numa das propriedades de coerência, faz sentido incluí-la na Rede Natura 2000 e não tratá-la como uma exceção. O facto de os sítios da Rede Natura 2000 representarem uma percentagem tão grande dos territórios dos países da UE mostra que este aspecto foi implicitamente considerado desde o início. No entanto, incompreensivelmente, tende a ser esquecido quando se deixa de lado a matéria-prima da Rede Natura 2000 e se examinam as suas funções.

Se for acordado que as unidades espaciais de referência da Rede Natura 2000 são as ZEC, tecnicamente é relativamente simples avaliar as propriedades da rede a níveis sucessivos de organização. Do ponto de vista da gestão, isto implica mudanças não drásticas, mas importan-

tes. Atualmente, as ZEC são geridas como espaços individuais e internamente heterogéneos, que são geridos individualmente e agrupados ao nível necessário de organização administrativa. O agrupamento desta forma dificilmente permite a contagem de áreas e quantidades de THIC e EIC, o que é útil para as estatísticas, mas de pouca utilidade para efeitos de gestão da coerência do conjunto.

Se a isto fossem acrescentadas relações explícitas entre ZEC [em termos das propriedades que definem a coerência], o resultado seria mais rico. Cada ZEC deve ter associada informação formal sobre outras ZEC com as quais está relacionada, de modo a que a sua consulta produza imediatamente informação sobre o seu papel na Rede Natura 2000 no domínio administrativo em que é efetuada. Mais uma vez, a visualização desta abordagem através de um grafo de rede facilita a sua compreensão.

De qualquer modo, cada nível administrativo presente numa região biogeográfica tem sido relativamente autónomo na escolha do número e da extensão dos sítios a integrar a Rede Natura 2000, o que introduz uma certa arbitrariedade que pode resultar em diferentes avaliações da coerência. Tendo em conta propriedades como a conetividade e a resiliência, o resultado não é o mesmo se a Rede Natura 2000 for composta por pequenos sítios com apenas um tipo de THIC na sua distribuição num determinado momento [quando a Rede Natura 2000 foi criada], como se for composta por grandes sítios com representação de vários tipos de HIC em diferentes estados de conservação. O preconceito implícito nestas escolhas deve ser determinado com mais pormenor.

3. Componentes da coerência: definições e aplicação

3.1. Representatividade

O objetivo básico de qualquer rede de conservação é reservar um conjunto de espaços que reproduzam as características desejadas do território geral. Deste ponto de vista, esse conjunto deve ser uma amostra representativa, no sentido estatístico, de tais características. Note-se que esta representatividade se refere a objetivos de conservação e pode ser tendenciosa para o conjunto do território, consoante se privilegie o comum ou o excepcional.

Frente a essas premissas de planeamento sistemático [Margules e Pressey, 2000], mais frequentemente do que o desejável, a declaração de áreas protegidas tem seguido principalmente critérios baseados em objetivos socioeconómicos ou estéticos, identificando locais que não são suscetíveis de entrar em conflito com utilizações concorrentes da terra, em vez de se basear em raciocínios científicos ou conservacionistas [Joppa e Pfaff, 2009]. A tendência geral para a conservação de baixo custo e a indiferença em relação à biodiversidade representam um grande obstáculo aos esforços de conservação cujo principal objetivo é travar o declínio da biodiversidade. O resultado foi uma rede de áreas protegidas espacialmente fixas e sem ligação entre si, esquecendo que estas devem garantir a integridade dos ecossistemas.

O conceito básico de representatividade refere-se geralmente à parte biótica do território. Está orientada para conter determinados grupos de seres vivos, quer diretamente em termos de espécies individuais, quer indiretamente através de habitats ou comunidades que definem tipos de paisagem e suportam múltiplas espécies de interesse.

No entanto, referir a conservação apenas à parte biótica implica o pressuposto de que o ambiente é estável e que a biota conservada será persistente dentro das reservas designadas. Esta situação não é sustentável num cenário de alterações globais, em que o clima está a mudar a taxas variáveis que podem exceder a capacidade de adaptação das espécies [Mingarro e Lobo, 2021], e as alterações antropogénicas estão a fragmentar e isolar progressivamente os ambientes naturais. Por conseguinte, é necessário representar adicionalmente na rede os fatores ambientais que controlam a presença dos seres vivos e dos ecossistemas a conservar.

A representatividade biótica e abiótica pode ser avaliada de forma independente, mas faz mais sentido fazê-lo num esquema integrado porque mantém uma correspondência entre o biota e a variação ambiental encontrada num determinado tipo de habitat ou região. [Austin e Margules, 1986] propuseram cinco requisitos para o efeito:

- As entidades de conservação visadas devem ser claramente definidas. No caso da Rede Natura 2000, trata-se dos tipos de habitats de interesse comunitário [THIC] e das espécies de interesse comunitário [EIC], especificados respetivamente nos Anexos I e II da Diretiva de Habitats.
- Devem ser especificadas as unidades espaciais de amostragem. No caso da Rede Natura 2000, trata-se das Zonas Especiais de Conservação [ZEC].
- O território deve ter uma estratificação ou classificação ambiental hierárquica, que permita associar escalas espaciais e níveis de agre-
- gação conceitual. Isto implica a utilização de regionalizações climáticas ou outras.
- É necessário um método de atribuição objetivo que relacione as unidades espaciais de amostragem com a regionalização ambiental. Em relação à Rede Natura 2000, isto significa estabelecer em que medida o conjunto de ZEC representa a variação ambiental a um determinado nível de agrupamento [região biogeográfica, NUTS 1, etc.].
- Por último, a medida de substituição deve ser transformada numa avaliação do cumprimento dos objetivos de conservação.

3.1.1. Representatividade abiótica

O objetivo geral da representatividade abiótica é avaliar se a Rede Natura 2000 alberga uma amostra representativa das gamas de variação ambiental existentes num determinado domínio espacial. Este último pode ser qualquer nível NUTS ou região biogeográfica, e a natureza hierárquica destes níveis de agrupamento exige que a variação ambiental seja avaliada de forma coerente com eles. Na prática, isto significa que todo o território deve ser objeto de uma classificação em que exista um acoplamento entre subdivisões [ou agrupamentos] de classes e partes do território.

Os métodos de estratificação baseados no conhecimento especializado são geralmente precisos na identificação de classes amplas, mas imprecisos na identificação das transições entre elas e, pela mesma razão, só podem avaliar subjetivamente a representatividade de territórios específicos em relação às classes assim definidas.

O procedimento mais objetivo e repetível para a regionalização ambiental é uma classificação numérica. Isto permite processar grandes massas de dados, incorporar hierarquias explícitas, medir a intensidade com que um determinado objeto é atribuído à sua classe e até acrescentar novos territórios a uma classificação existente. Os procedimentos clássicos de taxonomia numérica têm a vantagem adicional de serem transparentes, no sentido em que o operador tem sempre acesso à interpretação de cada etapa do processo.

Paradoxalmente, os métodos de classificação numérica têm como maior desvantagem a sua ca-

pacidade de processamento. Há a tentação de os considerar como caixas negras, nas quais se colocam múltiplas variáveis, heterogéneas em escala e natureza, para produzir uma classificação supostamente ideal, o que reduz consideravelmente a utilidade do resultado para a compreensão do território.

Qualquer método multivariado dá prioridade às variáveis em função da sua capacidade de explicar a variação presente nos dados. Quando estas são espaciais, o poder explicativo está relacionado com a relação entre a dimensão da área de estudo e o comprimento dos gradientes representados em cada variável. Assim, num território relativamente grande, as variáveis climáticas prevalecem sobre as variáveis topográficas na formação das classes ambientais; inversamente, num território pequeno, o clima [exceto o microclima] é relativamente constante, e a topografia pode ser mais eficaz na descrição da variação ambiental. A mistura dos dois tipos de fatores na mesma classificação corre o risco de introduzir ruído e de subestimar a importância do tipo menos adaptado à dimensão da zona de estudo.

As regionalizações temáticas separadas são, por conseguinte, muitas vezes preferíveis a uma tentativa de regionalização mais geral, em que existe o risco de as variáveis com escalas maiores mascararem o efeito de variáveis mais locais, mas talvez igualmente importantes.

Como exemplo concreto, segue-se um resumo do procedimento seguido para realizar uma regionalização climática hierárquica num território relativamente grande como a Península Ibérica [del Barrio et al., 2019]. Este caso é semelhante a muitos outros em que a grande dimensão da base de dados não permite a aplicação direta de classificações hierárquicas baseadas em matrizes de dissimilaridade. Para resolver este problema, o procedimento de taxonomia numérica combinou duas classificações aglomerativas políticas: uma classificação inicial não hierárquica de todos os objetos [células raster] e uma classificação hierárquica das classes resultantes.

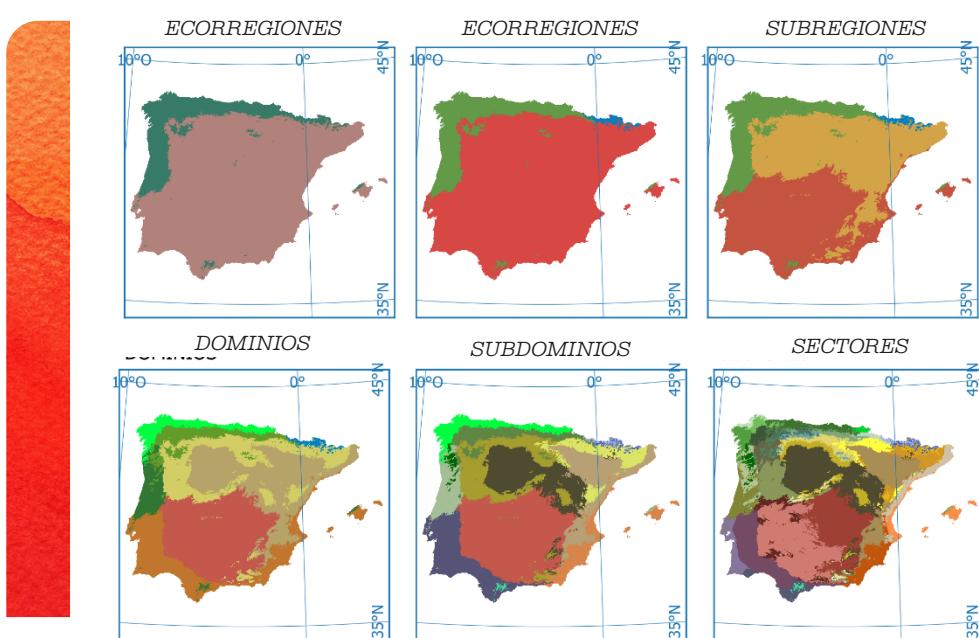
O procedimento foi efetuado utilizando o pacote **PATN** [Belbin y Collins, 2009]:

1. Obteve-se um conjunto de variáveis individuais descritivas da variação climática na área de estudo. A base de dados global WorldClim [Fick e Hijmans, 2017] tem uma resolução espacial de 30 segundos de arco [aproximadamente 926 m] e contém 19 variáveis bioclimáticas selecionadas das 35 originalmente descritas por Hutchinson [Booth et al., 2014]. As variáveis bioclimáticas combinam os extremos sazonais de temperatura e precipitação e têm um importante poder de previsão na distribuição zonal da vegetação.
2. Classificação não hierárquica de todas as células raster de acordo com os seus valores para as 19 variáveis bioclimáticas. O número inicial de clusters só tinha de satisfazer a condição de exceder ligeiramente o número de configurações previsivelmente necessárias para descrever a variação na área de estudo.

Para este caso, foram especificados 60 grupos. A medida de dissimilaridade escolhida foi o índice Gower Metric, que avalia linearmente as diferenças entre objetos descritos por variáveis quantitativas. O algoritmo de classificação selecionado, ALOC [Belbin, 1987], converge iterativamente para um conjunto estável de grupos a partir de uma seleção inicial arbitrária de objetos que são tomados como sementes.

3. Extração dos centróides medianos das 19 variáveis bioclimáticas para cada um dos 60 grupos não hierárquicos. Isto produziu uma nova tabela de dados, muito mais fácil de gerir, com 19 variáveis para 60 observações.
4. Fusão aglomerativa hierárquica dos 60 novos objetos, utilizando um algoritmo adequado como o UPGMA e, mais uma vez, a métrica de Gower como índice de dissimilaridade.
5. Inspeção visual e cortes do dendrograma resultante em níveis adequados, definindo assim agrupamentos sucessivos dos grupos não hierárquicos. Esta etapa define a hierarquia da regionalização.
6. Expansão de classes de grupos não hierárquicos para classes de células raster, utilizando a relação de associação de grupos de células não hierárquicas encontrada na etapa 2.

A Figura 1 mostra o resultado deste exercício. Em geral, com estas técnicas, a autocorrelação espacial das variáveis de entrada assegura a continuidade espacial das classes resultantes, resultando em mapas interpretáveis.



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	0807 Mesomediterráneo [subtermófilo manchego extremadurens]		3627 Depresión Ebro y páramos Albacete
			0808 Termomediterráneo	1413 Seco	3628 Sierras litorales catalana y alicantina
					3633 Murciano almeriense
				1414 Húmedo	

Figura 1. Regionalização climática da Península Ibérica para o período 1981-2010. Os níveis 1 a 4 representam agrupamentos sucessivos de todo o território no topo da hierarquia de classes. Os níveis 5 e 6 correspondem a classes individuais de baixo nível que foram consideradas adequadas para individualizar outras classes superiores devido à sua peculiaridade climática. [Adaptado de del Barrio et al., (2019)].

Como mencionado acima, as regionalizações podem ser de qualquer tipo, desde que combinem um conjunto apropriado de variáveis e respeitem as restrições impostas pela sua escala de comprimento. Por exemplo, a Figura 2 mostra uma regionalização topográfica da Serra de Gádor, no sudeste da Península Ibérica. O procedimento seguido foi o descrito acima,

exceto que as variáveis na Etapa 1 resultam da análise geomorfométrica de um Modelo Digital de Elevação com 10 m de resolução, seguindo os métodos de [Xu et al., 1993], e que o número de grupos iniciais não hierárquicos foi de 35.

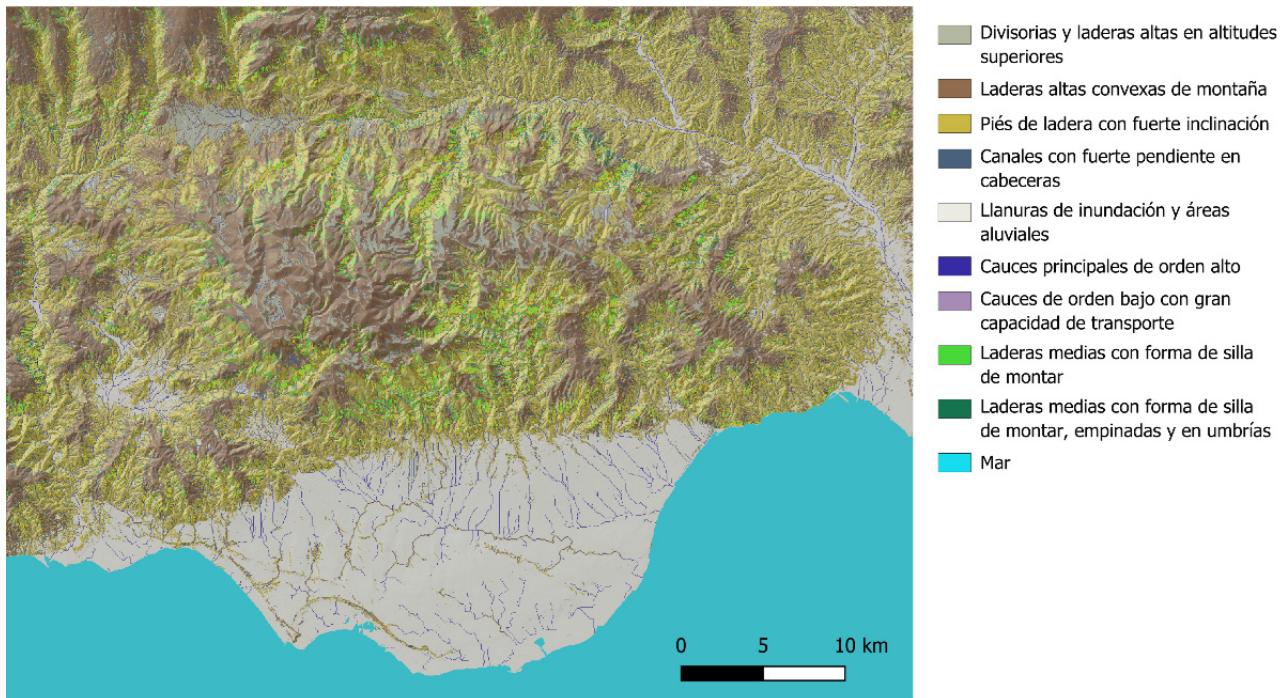


Figura 2. Regionalização topográfica da Serra de Gádor, SE da Península Ibérica. As variáveis de entrada resultaram da análise de um Modelo Digital de Elevação com 10 m de resolução, e foram: declive [SLO], curvatura do perfil [PFC], curvatura horizontal [PLC], área drenada a montante [SIZ], índice de humidade [ATB=ln[ARE/tan(SLO)]], fator de comprimento do declive [LSF=[SIZ/22.13]0.6 · [sin SLO/0.0896]1.3], distância ao curso de água mais próximo [STRD] e índice de exposição solar [SUN, a partir do declive e da orientação e referido a uma superfície horizontal].

As regionalizações numéricas, como as aqui apresentadas, têm a vantagem de permitir que a afinidade das entidades [células individuais ou grupos de células] com as classes definidas seja avaliada em termos do mesmo índice de dissimilaridade que foi utilizado para efetuar a classificação em primeiro lugar [Figura 3]. Obtém-se assim um valor quantitativo ideal para ser utilizado como medida de representatividade. Por exemplo, a representatividade climática de conjuntos de ZEC, de ZEC individuais,

ou mesmo de células individuais, pode ser medida utilizando os valores correspondentes do índice métrico de Gower, que representam, neste caso, a distância entre cada objeto e o centróide da classe a que pertence. Por conseguinte, esta medida é inversamente proporcional ao grau de tipicidade [representatividade] do objeto em questão. Além disso, esta mesma técnica pode ser utilizada para atribuir uma classe de regionalização a áreas que não foram incluídas na regionalização no início.

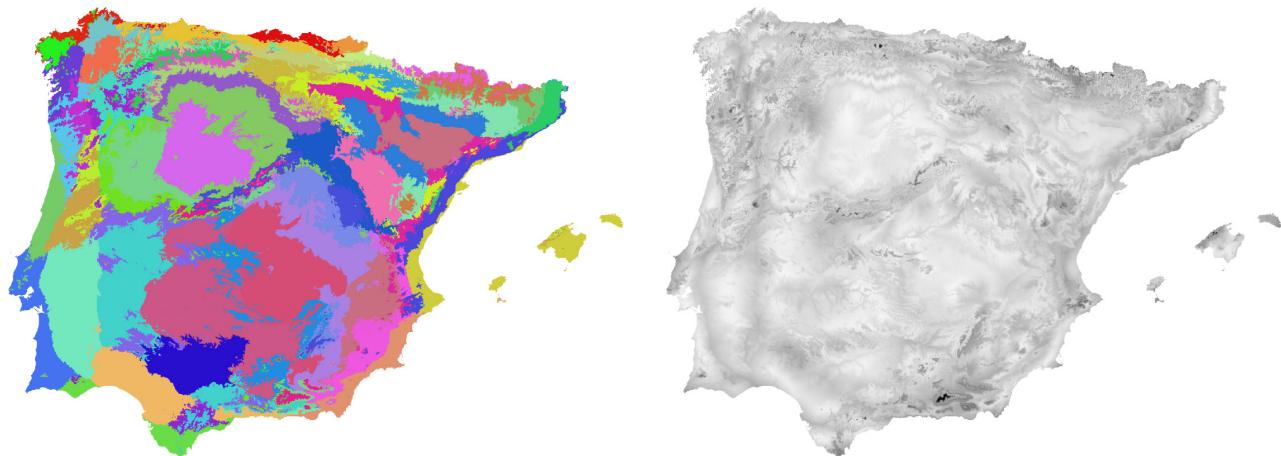
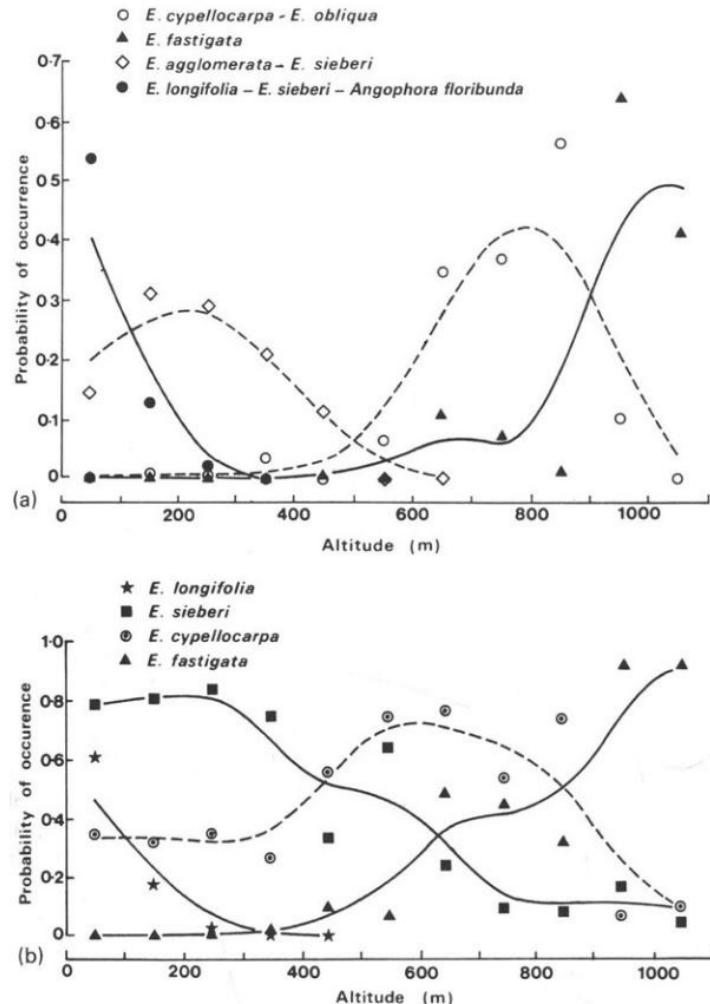


Figura 3. Classificação do clima em 60 grupos não hierárquicos utilizando o índice Gower Metric em 19 variáveis bioclimáticas [esquerda], e valor do índice de cada célula relativamente à classe a que foi atribuída [direita]. Note-se o padrão geral em que os valores de distância mais baixos em cada mancha [claros] tendem a localizar-se no seu centro, enquanto os valores mais altos [escuros] se situam na periferia. [Adaptado de del Barrio et al., (2019)].

As regionalizações numéricas são um excelente material para avaliar a representatividade abiótica, mas a sua produção é fortemente dependente da disponibilidade de informação geográfica relevante. Quando tal não for possível, pode recorrer-se à análise de gradientes associada à amostragem da biota. Em geral, os levantamentos biológicos registam igualmente dados abióticos, que podem ser utilizados para determinar se um determinado território protegido abriga a gama de variações ambientais preferida pelos organismos a conservar.

A Figura 4 apresenta um exemplo muito simplificado de análise de gradiente, que facilita a identificação dos intervalos característicos de uma determinada variável preditora onde se encontra a espécie ou comunidade alvo. Esta informação pode ser derivada diretamente da amostragem, como no caso apresentado, ou de análises mais complexas, como a representação das ocorrências das espécies num espaço multidimensional. Nesta progressão, há que ter em conta que quanto maior for o poder de previsão do método utilizado [por exemplo, redes neurais ou árvores de decisão] relativamente à espécie estudada, menor será a capacidade de interpretar a função dos gradientes individuais.



*Figura 4. Distribuição das comunidades de *Eucalyptus* [a] e das espécies individuais [b] ao longo de um gradiente altitudinal. Extraído de Austin e Margules [1986].*

3.1.2. Representatividade biótica

A representatividade dos organismos e comunidades é geralmente medida em porcentagens da sua distribuição que estão incluídos nas reservas da rede. Este ponto é central para a noção de coerência, uma vez que canaliza a raridade, a endemismo, a redundância e mesmo a conetividade. A origem da Rede Natura 2000 ilustra muito bem esta evolução.

A Rede Natura 2000 foi concebida em torno do problema de representar adequadamente as espécies [EIC] e os habitats [THIC] numa rede de reservas [ZEC]. Com esta abordagem, o Centro Temático Europeu para a Conservação da Natu-

reza [ETC/NC] estabeleceu critérios para a elaboração de listas preliminares de SIC ou de sítios candidatos ao estatuto de ZEC [ETC/NC, 1997]. Estas incluíam o acolhimento de uma amostra suficientemente grande e representativa de cada tipo de habitat e espécie para permitir um estado de conservação favorável a nível da UE e da região biogeográfica. Além disso, deve ser dada uma resposta proporcionada, de modo a que uma maior proporção dos recursos nas ZEC seja dedicada às espécies mais raras de THIC e EIC, enquanto as mais abundantes têm uma proporção menor dos recursos nas ZEC.

É interessante notar que o problema da inclusão das faixas de variação ambiental das paisagens a conservar foi implicitamente assumido quando se considerou a representação dos THIC. De facto, na análise da representação de um THIC ou EIC na rede ZEC, o ETC/NC estabeleceu o requisito de *refletir a variação do habitat ou da espécie na região biogeográfica*. A este respeito, é importante comentar brevemente as dificuldades inerentes à realização de uma cartografia precisa dos tipos de habitat que permita uma análise rigorosa da componente de representatividade. A definição imprecisa ou ambígua de muitas dos THIC no Manual de Interpretação dos Habitats Europeus [Comissão Europeia, 2013] criou sérios problemas de interpretação que levaram muitos Estados-Membros a elaborar os seus próprios manuais de interpretação. Uma cartografia rigorosa exige uma definição precisa que permita a identificação no território e, sobretudo, uma delimitação [a uma escala adequada] que permita essa análise de representatividade. Não existe atualmente uma visão comum a este res-

peito entre os diferentes Estados-Membros, o que dificulta a obtenção de uma imagem homogénea à escala de uma região biogeográfica.

O ETC/NC propôs um procedimento de pré-seleção dos SIC baseado, a título indicativo, na distribuição dos THIC ou dos EIC considerados necessários para a conservação [Quadro 1]. Os limiares de representação aplicados são reconhecidamente arbitrários, mas refletem corretamente a necessidade de proteger frações da distribuição total de THIC ou EIC de acordo com a sua natureza. Assim, considera-se que um THIC ou EIC está bem representada na Rede Natura 2000 se o conjunto de SIC contiver mais de 60% da sua distribuição na região biogeográfica correspondente, o que deverá garantir um estado de conservação favorável. Reciprocamente, se a representação na Rede Natura 2000 for inferior a 20%, o THIC ou EIC é considerado uma prioridade para monitorização 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%

Quadro 1. Critérios sugeridos pelo Centro Temático Europeu para a Conservação da Natureza [ETC/NC] para estabelecer preliminarmente a representatividade da Rede Natura 2000 no que respeita a THIC ou EIC. As percentagens de representação referem-se ao conjunto de SIC numa região biogeográfica. Adaptado de ETC/NC [1997].

Os critérios de representação sugeridos pelo ETC/NC foram adaptados por vários Estados da UE para refletir as suas condições específicas. Por exemplo, no caso de Espanha, considerou-se adequado combinar explicitamente raridade e prioridade para estabelecer limiares de representação [Quadro 2].

A utilização de habitats no caso da Rede Natura 2000 reflete o objetivo de conservar ambientes ou paisagens e está em conformidade com a identificação de objetivos de conservação amplos

que conduzem à preservação de ecossistemas inteiros, além de espécies individuais consideradas importantes. Este objetivo é mais eficaz para proteger o comum do que o excepcional ou raro e é geralmente aplicado em grandes domínios espaciais. Por exemplo, Dinerstein et al., [2017] avaliaram a porcentagem de território em cada ecorregião da biosfera terrestre que foi incluída em reservas de conservação, em comparação com o objetivo global de todas as ecorregiões terem pelo menos 50% dos seus territórios protegidos

RAREZA	PRIORITARIO	NO PRIORITARIO
Muy raro (< 33 % perc.)	100%	100%
Raro (33 – 66 % perc.)	80%	50%
No raro (> 66 % perc.)	50%	10%

Quadro 2. Limiares de representação de THIC ou EIC nos SIC da Rede Natura 2000 aplicados pelo Estado espanhol. Os níveis de raridade são definidos pelo percentil correspondente ao tamanho da distribuição na região biogeográfica. Adaptado de Orella et al., [1998].

3.1.3. Representatividade num mundo em mudança

O dinamismo da biodiversidade colide com o caráter estático das áreas protegidas, dificultando seriamente a sua capacidade de permitir a persistência da biodiversidade e a manutenção dos processos ecológicos para os quais foram declaradas.

A capacidade das áreas protegidas estáticas para conservar a biodiversidade dinâmica é frequentemente questionada porque, embora atenuem geralmente os efeitos negativos dentro dos seus limites, são extremamente pressionadas nas suas fronteiras, dificultando a deslocação das espécies para outras zonas com condições climáticas adequadas.

Os planos de adaptação às alterações climáticas, baseados nos atuais padrões geográficos de biodiversidade, podem ser insuficientes para sustentar a biota e os processos naturais futuros, devido à falta de conhecimentos sobre a forma como a biodiversidade responderá às alterações climáticas.

Dado que as áreas protegidas têm limites espacialmente fixos e estão frequentemente rodeadas por uma matriz de usos transformados do solo, coloca-se a questão de saber até que ponto as áreas protegidas são ambientalmente representativas quando o clima está a mudar.

Em vez de tentarmos estimar os efeitos das alterações climáticas nas espécies ou habitats que habitam uma reserva, propomos aqui uma abordagem baseada na estimativa da localização de áreas com condições ambientais semelhantes às de uma área protegida focal, tanto no presente como no futuro. Partindo do princípio de que as condições ambientais de uma área protegida são os principais determinantes do seu valor de conservação [Albuquerque e Beier, 2015], podem ser localizadas regiões ambientais representativas de cada área protegida em cenários presentes e futuros [Mingarro e Lobo, 2018]. Isto aumenta a probabilidade de preservar as funções dos ecossistemas e a biodiversidade representada pelas áreas protegidas.

Do ponto de vista da conservação, a proteção das atuais áreas representativas, locais com características semelhantes às da área protegida, e das futuras áreas receptoras, locais que no futuro terão condições semelhantes às que atualmente albergam a área protegida, poderá facilitar a salvaguarda das condições ambientais em que cada área protegida foi declarada. No entanto, este pressuposto merece ser analisado: a biodiversidade não se distribui uniformemente no espaço climático e, embora o clima seja um filtro importante, há outros fatores que afetam a distribuição

da biota, incluindo a história biogeográfica e evolutiva, as perturbações, os fatores geológicos e edáficos, as restrições à dispersão e as interações bióticas. Para ultrapassar esta situação e evitar que as estratégias de conservação se baseiem apenas no clima, propõe-se aqui uma integração de variáveis abióticas como indicador das carater-

rísticas bióticas da área protegida. Este conhecimento pode ser utilizado para antecipar e adaptar as zonas protegidas às mudanças futuras.

Plan sistemático para la estimación de representatividad

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

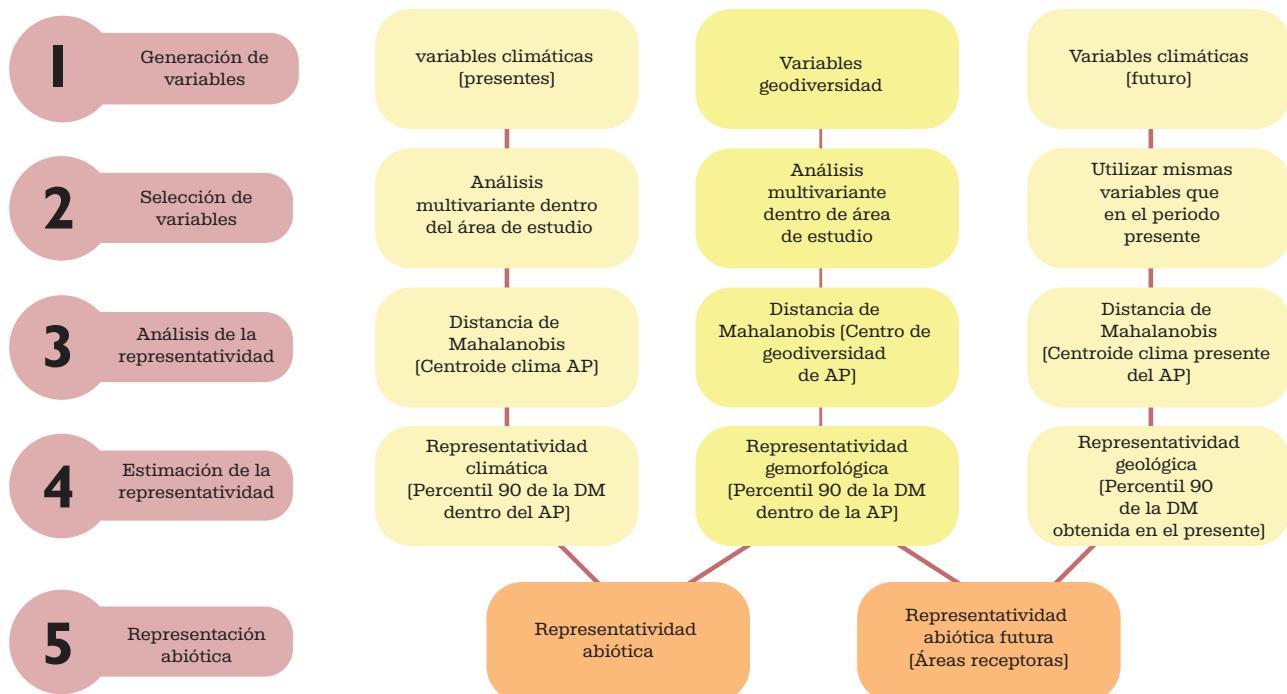


Figura 5. Diagrama explicativo para a estimativa da representatividade do clima e da geodiversidade, tanto para o presente como para o futuro. Segundo este esquema, é possível identificar as zonas representativas e as zonas de receção. prioritário= A Rede Natura 2000.

Este procedimento de estimativa da representatividade pode ser dividido em cinco fases [Figura 5]:

1. Geração de variáveis. Ver secção 5.3. Variáveis abióticas
2. Área de representatividade e seleção de variáveis

A delimitação da área de estudo é muito importante, pois é a base sobre a qual a representatividade será considerada. No contexto do presente

guia, a área de estudo para estimar a representatividade deve ser a região biogeográfica. Além disso, para aplicar esta metodologia na região da Macaronésia, faz sentido utilizar a ilha individual como unidade espacial, uma vez que não existe qualquer ligação espacial entre as ilhas. Dependendo do objetivo, pode ser interessante compreender o clima de toda a região da Macaronésia que uma determinada área protegida representa [por exemplo, Figura 6].

Uma vez identificada a área de estudo, onde a representatividade será estimada, o passo se-

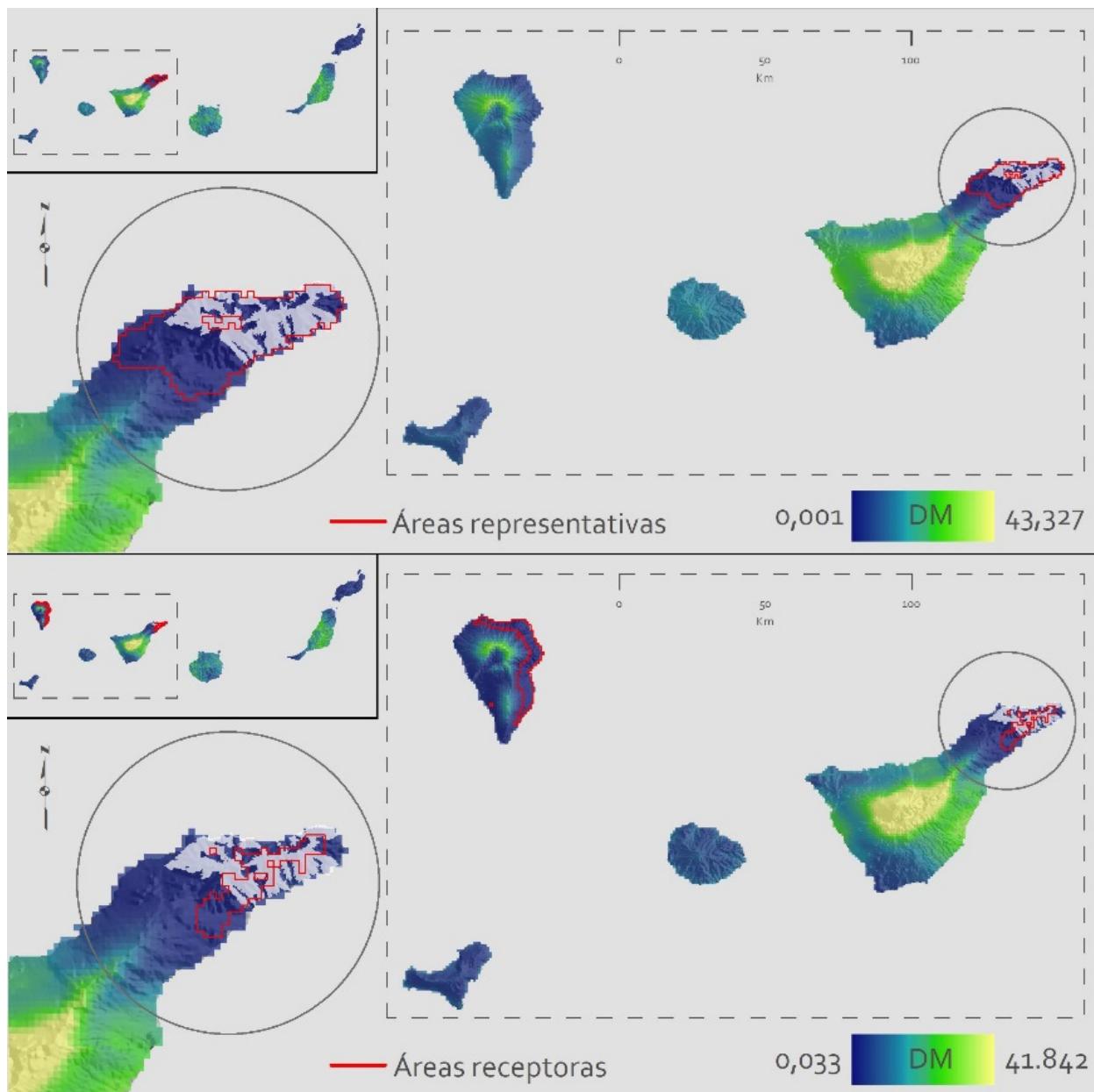


Figura 6. Representatividade climática da ZEC de Anaga [ES7020095], Ilhas Canárias. A imagem acima mostra a representatividade, em que uma distância menor de mahalanobis implica uma maior semelhança climática. As áreas representativas [linha vermelha] mostram as distâncias incluídas no percentil 90, dentro da área protegida. A imagem abaixo mostra as áreas receptoras, áreas que no futuro [IPSL- SSP5] terão um clima semelhante ao que se encontra atualmente nesta ZEC.

guinte consiste em identificar as variáveis mais relevantes para a análise. Neste caso, propõe-se a utilização de uma análise de componentes principais [ACP] para obter a importância de cada variável e reduzir o número de variáveis a utilizar. A ACP fornece diferentes fatores não correlacionados, que representam uma percentagem de toda a variabilidade. Para cada um destes

fatores, é possível selecionar a variável original com as cargas fatoriais mais elevadas, ou seja, a variável primária melhor correlacionada com os valores de cada fator. Pode haver variáveis que não estejam representadas pelos fatores obtidos no ACP, caso em que faz sentido introduzi-las na análise para aumentar a variabilidade. Além disso, recomenda-se a captação de uma variabi-

lidade elevada, superior a 80-90%, representada pela adição dos fatores.

3. Análise de representatividade

As variáveis abióticas, previamente selecionadas, são utilizadas para calcular a distância de Mahalanobis [DM] entre as condições da área protegida e o resto da área de estudo. Para o efeito, obtém-se a DM de cada local em relação ao centróide climático da área protegida. No caso dos dados climáticos, o processo é repetido tanto para os dados atuais como para os futuros. Para obter a representatividade climática futura de uma área protegida, será apenas necessário obter a DM do espaço climático futuro, usando as condições atuais da área protegida como centróide e usando as mesmas variáveis selecionadas para o período atual. Trata-se de uma medida contínua, capaz de representar não só sítios com condições iguais às da zona protegida, mas também sítios com condições relativamente semelhantes. A DM foi selecionada para medir a semelhança climática porque esta medida multidimensional tem em conta as correlações das variáveis e é invariante à escala, independentemente das unidades utilizadas para cada variável X

4. Estimativa da representatividade

Segundo os passos anteriores, são obtidas duas camadas contínuas, uma para o clima e outra para a geodiversidade, em que valores baixos indicam semelhança e valores altos indicam dissemelhança da representatividade da área protegida em questão. Para estabelecer um limiar entre o que é representativo e o que não é, pode ser utilizado o percentil 90 [P90] dos valores da DM que aparecem, em cada camada de representatividade, dentro da área protegida. No caso do exercício futuro, deverá ser utilizado o P90 das DM obtidas no clima atual, dentro da área protegida. Isto permite delimitar zonas com condições abióticas muito semelhantes às da zona protegida.

5. Representatividade abiótica

Uma vez obtida a representatividade climática e da geodiversidade, é possível sobrepor estes resultados. Isto permite identificar os locais onde as duas representações se encontram, dando uma visão da representatividade abiótica. Da mesma forma, se a intenção é estimar como a representatividade abiótica irá variar no futuro, a camada de geodiversidade permanecerá inalterada, devido

ao pressuposto de que a geodiversidade não é naturalmente alterada ao longo de um período de décadas, e apenas os campos climáticos futuros irão variar.

[ESTUDO DE CASO: Impacto das alterações climáticas na laurissilva de Tenerife]

Serviço de Biodiversidade, Direção-Geral de Luta contra as Alterações Climáticas e o Ambiente, Governo das Canárias

A presença de formações de laurissilva nos arquipélagos da Macaronésia está intimamente ligada a determinadas gamas de variáveis climáticas, como a presença de neblina, a pluviosidade e a temperatura, pelo que as alterações destas variáveis ao longo do tempo podem ter um impacto significativo na representação territorial desta formação relíquia.

O Governo das Canárias efetuou uma análise interna para avaliar o efeito das alterações climáticas nos habitats do monteverde de Tenerife, constituído pelos habitats naturais de interesse comunitário "4050* Charnecas secas endémicas da Macaronésia" e "9360* Florestas de laurissilva da Macaronésia [*Laurus, Ocotea*]". O objetivo do trabalho foi avaliar como o cenário climático destes habitats se alterou devido às alterações climáticas e determinar como foi afetada a distribuição destes habitats 4050 e 9360 na ilha, gerando simultaneamente uma previsão de como estes habitats serão afetados no futuro.

Do ponto de vista metodológico, foram compiladas as informações climáticas existentes para as principais áreas de distribuição atual dos habitats 4050 e 9360 na ilha [Teno, La Orotava, Anaga e Güímar] [Figura 7] para os períodos 1970-1999 e 1993-2022, para efeitos de comparação. Conhecendo os requisitos climáticos do habitat 9360 em Tenerife e utilizando estes dados brutos para modelar a temperatura [T] e a precipitação [P] das áreas de distribuição de ambos os habitats, foi construído um espaço climático [T versus P] [Figura 8] onde foi representada a distribuição climática durante estes períodos de tempo.

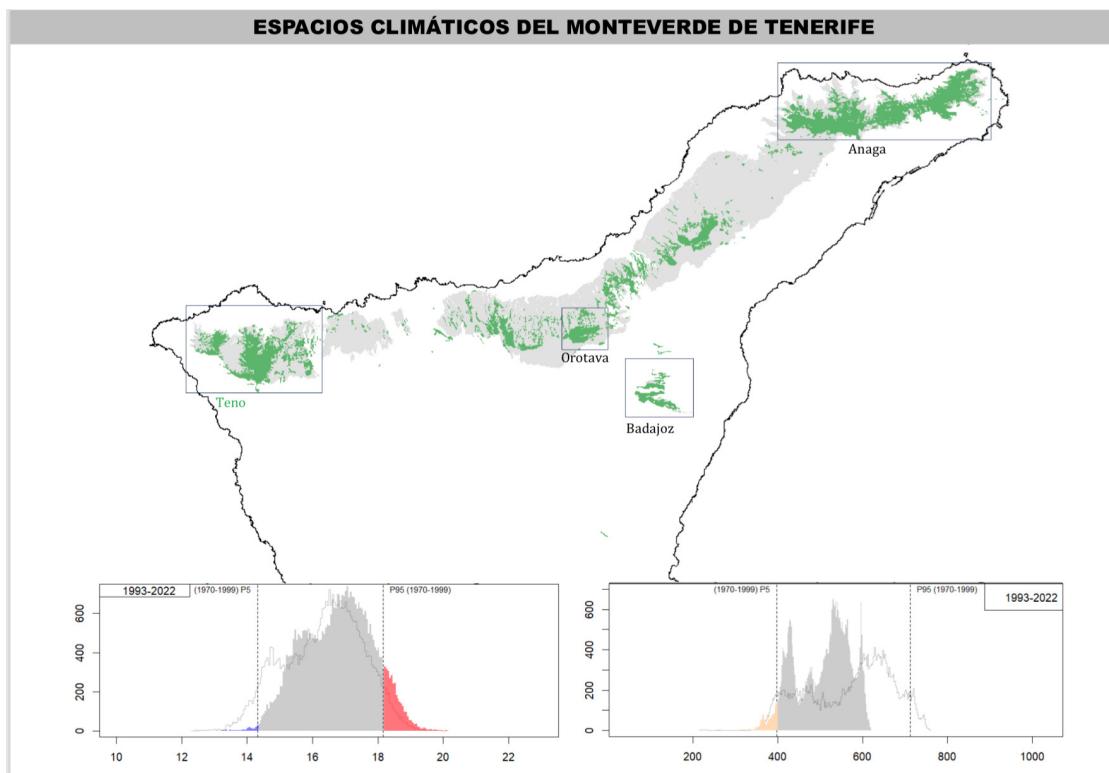


Figura 7. Acima, distribuição geográfica potencial [cinzento] e atual [verde] dos habitats 4050 e 9360 em Tenerife. Abaixo, as distribuições da temperatura média anual [esquerda] e da precipitação anual [direita] para os períodos [1970-1999, branco] e [1993-2022, cinzento]. Em azul [percentil 5] e vermelho [percentil 95] sobreposição de ambas as curvas para a temperatura e em laranja sobreposição do percentil 5 para a precipitação. Não há sobreposição para o percentil 95 dos valores de precipitação.

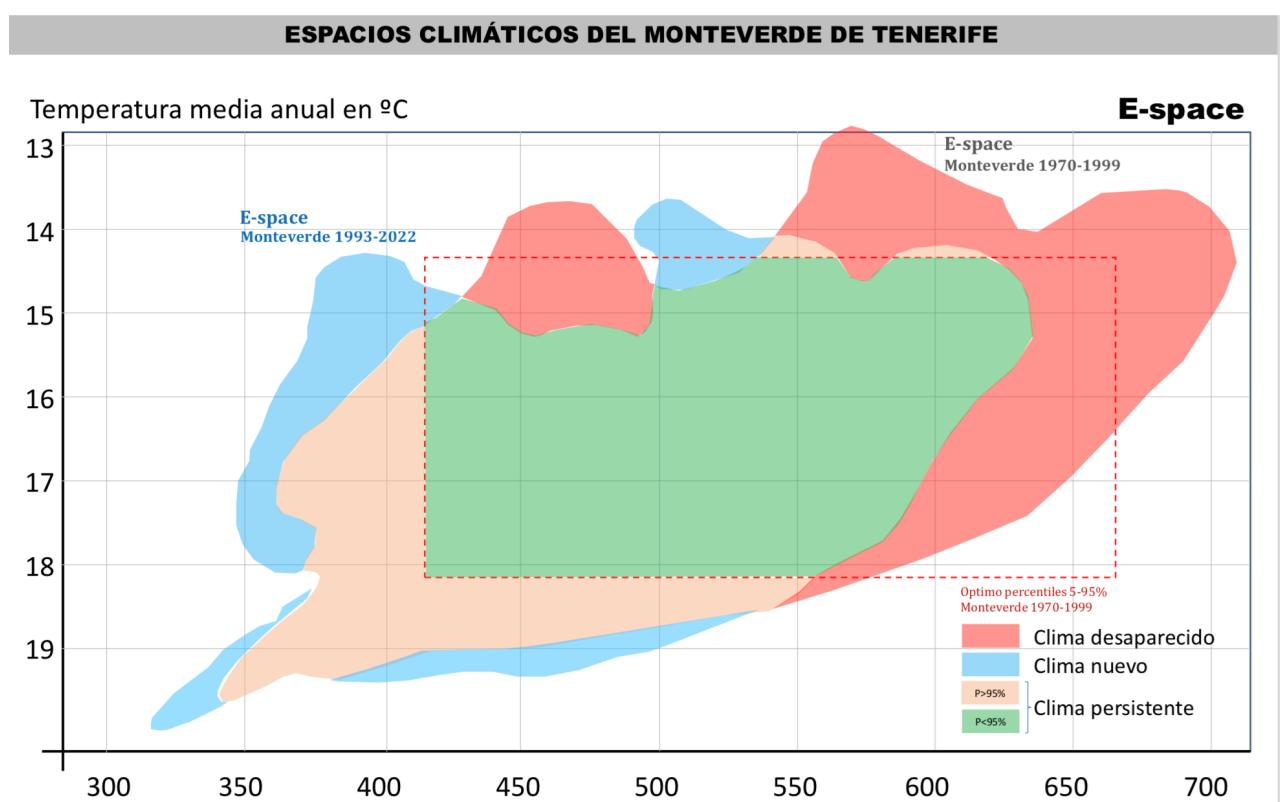


Figura 8. Extensão ocupada pelos habitats 4050 e 9360 no espaço climático Temperatura-Precipitação. A vermelho, o espaço climático de 1970-1999 já desapareceu, e a azul, o novo espaço climático que surgiu entre 1993-2020. As áreas a verde [$P < 95\%$] e a laranja [$P > 95\%$] indicam a persistência do espaço climático.

ESPAZOS CLIMÁTICOS DEL MONTEVERDE DE TENERIFE

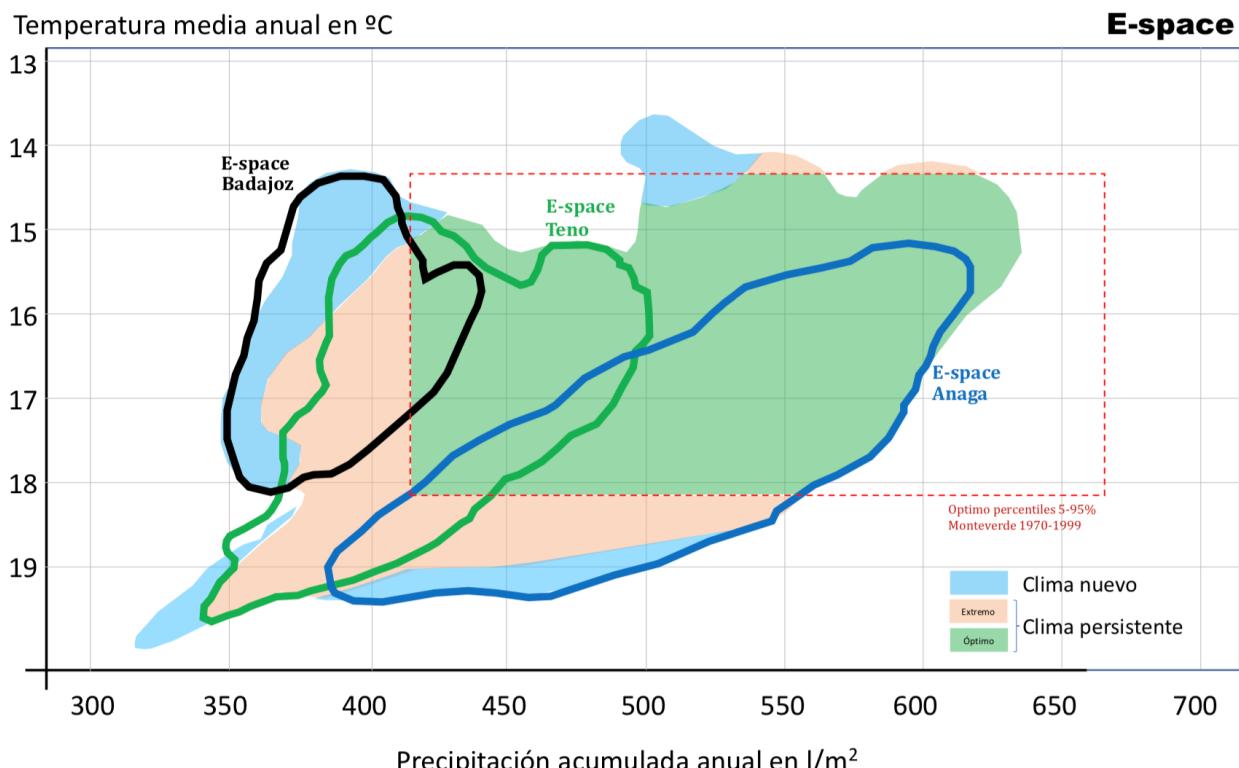


Figura 9. Distribuição dos habitats 4050 e 9360 de certas regiões insulares [Teno -área da linha verde-, Anaga -área da linha azul-, Teno e Badajoz (Güímar) -área da linha preta-], no espaço climático global.

Consequentemente, o domínio climático do período 1970-1992 na distribuição analisada dos habitats 4050 e 9360 deslocou-se nos últimos 50 anos para condições mais quentes e secas, de modo que uma fração significativa do seu espaço climático desapareceu ("clima em falta" em vermelho na Figura 8). Pelo contrário, surgiu um novo espaço climático ("novo clima" em azul na figura 8) e será necessário ver qual é a sua influência na sobrevivência do habitat.

A progressão para um clima mais quente e seco nas áreas onde esses habitats estão agora distribuídos pode ter como resposta uma redistribuição altitudinal de ambos os habitats em direção ao cume da ilha, para seguir as suas exigências climáticas originais. No entanto, esta redistribuição altitudinal pode ser dificultada pela incapacidade destes habitats acompanhar as alterações climáticas devido a problemas de dispersão ou pela falta de terrenos mais elevados para colonizar [como é o caso de Anaga

e Teno, cujos cumes já estão ocupados por estes tipos de vegetação] [Figura 9]. Por outro lado, nas zonas de distribuição mais baixa dos THIC 4050 e 9360 podem ser substituídos pela redistribuição altitudinal de outros ecossistemas, como as florestas termófilicas [como pode ocorrer na zona de Barranco de Badajoz, Valle de Güímar] ou podem também incorporar novos taxa altamente competitivos no novo espaço climático.

Em suma, há certezas quanto à mudança climática nas áreas de distribuição do habitat 9360 para condições mais quentes e secas durante o último meio século, mas incertezas quanto à capacidade deste habitat de seguir o seu enquadramento climático, onde isso ainda é possível devido à existência de áreas mais altas e para colonizar [La Orotava].

3.2. Raridade, endemismo e redundância

3.2.1. Raridade

A representatividade é um método de conservação de determinadas entidades alvo, que no caso da Rede Natura 2000 são as THIC e as EIC. A secção anterior avançou que os limiares de representação definidos para uma determinada entidade dependem, entre outras coisas, da sua faixa de distribuição. Assim, as entidades raras ou de faixa restrita são favorecidas para terem uma maior representação no conjunto de reservas. Há várias razões para este facto [Säterberg et al., 2019]. As espécies raras não são redundantes com outras espécies, por definição. Como tal, contribuem de forma desproporcionada, em relação à sua extensão e biomassa, para a diversidade de adaptações numa região, bem como para as funções ecológicas e serviços ecossistémicos associados. Além disso, as espécies raras têm efeitos pronunciados na estabilidade da sua comunidade ecológica se forem perturbadas. Por último, a sua baixa abundância e distribuição restrita significam que o risco de extinção é sempre comparativamente elevado para as espécies raras.

O passo lógico seguinte é definir a raridade, que está normalmente associada à extensão da distribuição do habitat ou da espécie em causa. A nível mundial, existe um certo consenso em considerar que uma espécie tem uma distribuição ampla se ocupar mais de 250 000 km², ao passo que se ocupar menos de 1000 km² é considerada como uma distribuição restrita. Os limiares de representação em reservas de conservação para estes tipos são, respetivamente, 10% e 100% [Rodrigues et al., 2004; Venter et al., 2014].

Uma vez que a raridade é semanticamente uma condição relativa, uma forma prática de definir a raridade é colocar o táxon ou habitat em questão entre outros táxones ou habitats num determinado domínio espacial. A adaptação espanhola dos critérios ETC/NC considera a raridade em função do percentil que o tamanho da distribuição de um THIC ocupa no conjunto de todos os THIC na região biogeográfica correspondente [Orella et al., 1998]. Assim, uma THIC será rara se a dimensão da sua distribuição se situar entre os

percentis 66% e 33%, e muito rara se a sua distribuição for inferior a 33% de todas as THIC da região. Consequentemente, os THIC raros ou muito raros devem ter até 100% da sua distribuição incluída na Rede Natura 2000 [Quadro 2].

No entanto, uma espécie ou habitat pode ser muito comum numa área restrita ou raro numa área muito vasta. Isto porque a raridade depende realmente de dois atributos: a restrição geográfica e a seletividade funcional. Nesta linha, o esquema proposto por [Loiseau et al., 2020] pode ser utilizado para qualificar a raridade das THIC ou EIC incluídas numa região biogeográfica, e é desenvolvido a seguir.

A restrição geográfica refere-se à extensão da distribuição de um táxon num domínio espacial. De acordo com isto, no caso da Rede Natura 2000, um THIC ou EIC é raro se ocupar uma pequena área na região biogeográfica que está a ser avaliada. Isto pode ser quantificado por um índice R_i que indica a raridade da entidade i

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

em que K_i é o número de células [por exemplo, quadrículas UTM] onde i está presente, e K_{tot} é o número total de células na região biogeográfica. O valor de R_i varia entre 0 para entidades muito comuns e 1 para entidades com uma distribuição muito restrita.

A seletividade funcional refere-se ao grau de particularidade do nicho ecológico de um determinado táxon em relação a todos os outros táxones num domínio espacial. Isto implica a seleção prévia de um conjunto de traços adaptativos ou características de nicho. No caso das EIC animais, pode ser utilizado o nicho trófico [Elton] e, no caso das EIC vegetais ou THIC, pode ser utilizado o nicho ambiental [Hutchinson], sendo este último possivelmente derivado de um mo-

de lo de distribuição preditivo [secção 3.3.1]. Uma classificação de todos os táxones comparáveis na região de estudo pode então ser feita utilizando este conjunto de traços ou características. A análise de coordenadas principais (PCoA) é um bom procedimento para este efeito, uma vez que as coordenadas resultantes dão apoio quantitativo à posição de cada táxon no espaço multidimensional. Em seguida, a diferença funcional média D_i de cada táxon em relação a todos os outros pode ser medida por meio de um índice

Onde d_{ij} é a distância entre os taxa i e j medida usando o índice de Gower com as coordenadas PCoA desses taxa, e N é o número total de táxones analisados. O valor de D_i varia entre 0, quando o táxon é muito semelhante a todos os outros, e 1, quando é muito 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].

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

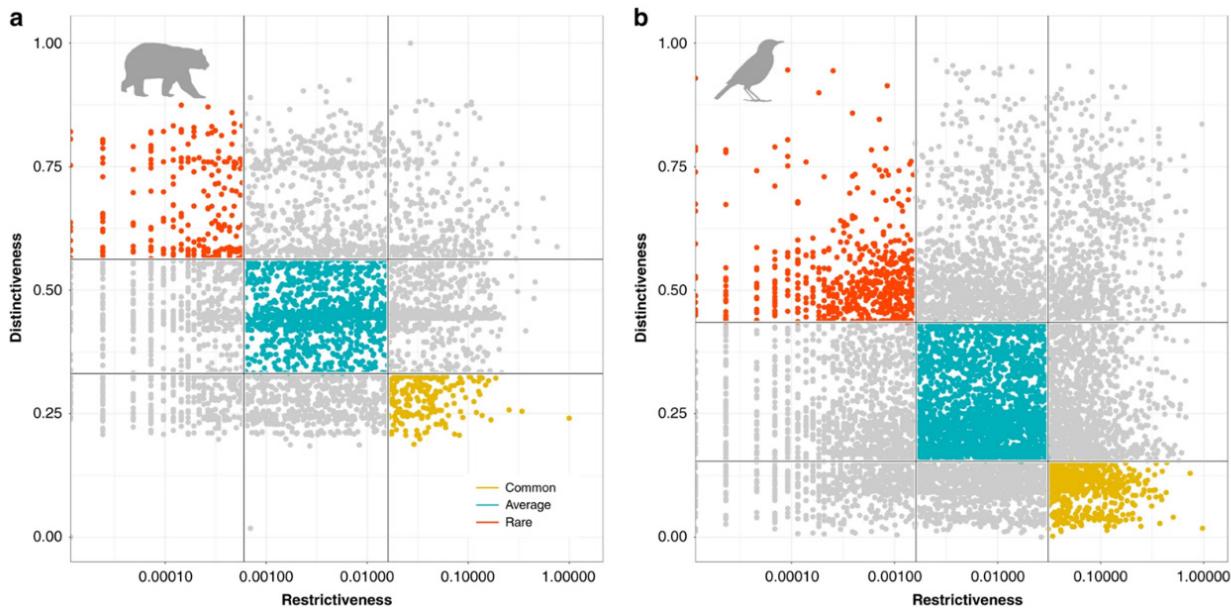


Figura 10. As espécies ecologicamente raras são definidas por uma combinação de restrição geográfica e selectividade funcional. Os gráficos mostram estes atributos para mamíferos e aves distribuídos pelo mundo, utilizando o nicho trófico. Retirado de Loiseau et al., [2020].

3.2.2. Endemismo

O problema do endemismo é muito complexo, especialmente numa região biogeográfica insular como a Macaronésia. Os padrões obtidos são fortemente influenciados pelo tratamento taxonómico, a resolução espacial e a extensão da área considerada [Daru et al., 2020]. A deteção de tais padrões não faz parte do objetivo do presente

documento e o problema é consideravelmente simplificado se se recordar que, na definição operacional adotada para a coerência, o requisito é que todas as zonas críticas de espécies raras, altamente ameaçadas e endémicas sejam incluídas.

3.2.3. Redundância

Num sentido amplo, a redundância refere-se à repetição de elementos num sistema, de modo a que seja possível manter ou reconstruir a sua função apesar da perda de parte do mesmo.

Este conceito tem sido aplicado na ecologia da conservação a grupos funcionais de organismos, ou seja, conjuntos de espécies que se sobrepõem largamente aos seus nichos ecológicos funcionais. Neste sentido, a redundância favorece a resiliência do ecossistema, e os grupos funcionais com poucos representantes devem atrair maiores esforços de conservação [Walker, 1995]. A redundância funcional pode ser medida de forma multidimensional, utilizando variáveis que definem o nicho funcional das espécies, embora os dados obtidos sejam limitados e devam ser tratados com cautela na previsão do efeito da perda de espécies individuais [Rosenfeld, 2002].

No entanto, no contexto de uma rede coerente de áreas protegidas, a redundância refere-se antes à sobrerepresentação dos ecossistemas que se pretende conservar. Este excedente é uma garantia de persistência da rede face a acontecimentos adversos, que podem ir desde catástrofes locais até mudanças climáticas que afetam substancialmente o domínio dos ecossistemas conservados. Existe uma certa semelhança entre esta definição e a que foi descrita anteriormente, relativa às espécies. No entanto, a consideração de ecossistemas inteiros introduz explicitamente uma dimensão espacial.

Considerando globalmente o problema, a redundância é proporcional à extensão da distribuição de um determinado ecossistema. Por conseguinte, a UICN estabeleceu condições e valores de área limiar para determinar o risco de perda de biota nativa característica devido a uma distribuição geográfica restrita [Keith *et al.*, 2013]. Um subconjunto do seu Critério B1 pode ser utilizado para ilustrar a abordagem. Primeiro, a extensão da ocorrência é definida como o polígono convexo mais pequeno que inclui todas as ocorrências do ecossistema em questão. A UICN determina então o risco como: Vulnerável se o polígono tiver menos de 50 000 km²; Em perigo se tiver menos de 20 000 km²; e Em perigo crítico se tiver menos de 2 000 km².

A ideia subjacente ao critério de risco B1 da UICN é uma simples concentração geográfica: quanto mais pequena for a área onde um determinado ecossistema está presente, mais exposto está a perturbações locais significativas. Isto, juntamente com o facto de a UICN estar a orientar este método de avaliação para os ecossistemas e não para as espécies, marca o início do caminho a seguir para integrar a redundância na avaliação da coerência da Rede Natura 2000.

Deve-se notar, no entanto, que a abordagem da UICN é global e que o critério B1 descrito acima se refere a todas as distribuições observadas de ecossistemas. O caso da Rede Natura 2000 coloca os seus próprios desafios que têm de ser abordados:

- Em primeiro lugar, a escala de trabalho da Rede Natura 2000 é continental. Isto significa que, mesmo que um determinado biota [uma THIC ou EIC] se estenda para além das fronteiras da UE, os seus problemas de conservação serão avaliados apenas nesse território. Mais precisamente, o verdadeiro âmbito de trabalho é a interseção entre a região biogeográfica relevante e as fronteiras políticas da UE [por exemplo, a região macaronésica da UE exclui a costa africana].
- Em segundo lugar, a heterogeneidade do território vem à tona quando se utiliza uma escala espacial mais pormenorizada, e métodos como a extensão da presença acima referida tornam-se menos significativos à medida que o pormenor aumenta. Em cada caso, haverá uma fração indefinida, mas sempre importante, de território inútil com o objetivo de preservar a presença de alguma biota dentro do polígono convexo que encerra a sua distribuição continental. Este facto não pode ser ignorado. Um caso extremo é o de uma região biogeográfica arquipelágica como a Macaronésia, onde a extensão da ocorrência de qualquer THIC terrestre, presente em todos os arquipélagos, incluiria enormes superfícies de oceano. Este critério ainda é útil para efeitos do Critério B1, mas é pouco útil para avaliar a redundância da Rede Natura 2000.

- Além disso, pode argumentar-se que os problemas de conservação devem ser avaliados exclusivamente para os sítios Natura 2000, a fim de garantir a autossuficiência da rede para conservar os seus objetivos. Este facto aumenta a necessidade de textura em qualquer abordagem metodológica.

Estabelecer a redundância com base nas áreas brutas da distribuição observada de uma THIC implica seguir o critério "quanto mais, melhor". Se for bem-sucedido, o resultado garante a preservação do máximo possível de ativos da THIC em questão e pode, por conseguinte, ser considerado prudencial. No entanto, há dois problemas com esta abordagem. Em primeiro lugar, não se sabe se a área preservada é suficiente. Em segundo lugar, é provável que a área máxima conservada não possa ser atingida, devido às múltiplas interações que ocorrem quando se designam áreas protegidas em ambientes sujeitos a exploração múltipla, como é o caso da Europa. Naturalmente, o segundo problema agrava o primeiro.

Podemos voltar à definição de redundância dada inicialmente, como sobrerepresentação. Excessivo em relação a quê? Relativamente à área mais pequena que pode conter uma amostra estável e persistente da THIC a conservar. Isto é, em termos da Rede Natura 2000, a Zona de Referência Favorável [ZRF].

A ZRF é definida como a *área total de um tipo de habitat numa determinada região biogeográfica ou região marinha a nível nacional que é considerada o mínimo necessário para assegurar a viabilidade a longo prazo do tipo de habitat e das suas espécies, bem como de todas as suas variações ecológicas significativas na sua área de distribuição natural, que é composta pela área do tipo de habitat e, se essa área não for suficiente, pela área necessária para o seu restabelecimento* [Comissão Europeia, 2022].

A ZRF apresenta-se assim como uma variável relevante para estimar a redundância. O problema é que a definição dada se presta a interpretar uma ocupação histórica, provavelmente pré-industrial, da maioria das THIC, quando as densidades populacionais humanas e o uso da terra eram substancialmente menores. Nesta linha, recomendou-se que as ZRF deveriam ser, pelo menos, a área que tinha a THIC correspondente quando a Diretiva de Habitats entrou em vigor [Evans e Arvela, 2011]. Este requisito tem problemas

teóricos e práticos significativos, incluindo: a falta de linhas de base operacionais para estabelecer a gama original da maioria das THIC; a fixação arbitrária de 1992 como referência temporal; e a ausência de critérios funcionais para apoiar quaisquer valores resultantes. Por conseguinte, um inquérito relativamente recente revelou que a maioria dos Estados-Membros desenvolveu as suas próprias aplicações [Bijlsma et al., 2018].

A ZRF utilizada para estimar a redundância da Rede Natura 2000 deve: referir-se efetivamente a uma área mínima, e não a um valor máximo ou histórico potencial; ter um significado funcional claro; ser interpretável independentemente do momento histórico em que é obtido; e ser derivado através de um método geral que possa ser aplicado a múltiplas THIC sem grandes variações.

A relação entre o número de espécies e a superfície cumpre todos os requisitos acima referidos. A sua origem é a teoria biogeográfica insular de MacArthur e Wilson, [1967]. Prevê um aumento do número de espécies à medida que a área estudada aumenta, devido à probabilidade de áreas maiores incluírem maior diversidade ambiental e, portanto, novos nichos ecológicos. No entanto, o número de espécies vai-se saturando progressivamente, pelo que, quando se atingem grandes valores de área, a ocorrência de novas espécies é consideravelmente reduzida.

Esta relação é expressa por um rácio de potência:

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

onde S é o número de espécies, c é uma constante, A é a área considerada e z é um expoente que varia caracteristicamente de acordo com o ambiente ou biota estudados. A função é fácil de parametrizar empiricamente utilizando pares de valores $[a, s]$ para ajustar a sua transformação linear:

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

Esses pares de valores podem ser obtidos para cada THIC por amostragem no terreno.

A saturação numa função de potência não é assintótica, mas pode ser tratada mesmo assim. Assim, a ZRF seria a área mais pequena que contém uma percentagem significativa de todas as espécies encontradas para o THIC em questão [por exemplo, 95%], que pode ser determinada analiticamente na função ajustada. A lógica é que, se houver uma elevada proporção espontânea de todas as espécies disponíveis, a zona preserva a maior parte dos nichos ecológicos e das funções tróficas do ecossistema original, pelo que pode ser considerada uma amostra estável a médio prazo.

A abordagem de relacionar o número de espécies e a área foi selecionada pelo Estado espanhol para estabelecer valores de referência favoráveis para as THIC [Camacho, 2024].

Uma vez obtida a ZRF, a definição de redundância como sobrerepresentação pode ser retomada. Se R é a extensão de uma determinada THIC representada na Rede Natura 2000, a redundância p pode ser expressa como:

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

Todas as etapas descritas até este ponto devem ser cuidadosamente avaliadas por experts no domínio da THIC em questão. Em particular, a determinação analítica da ZRF como uma área que suporta uma certa proporção de espécies apenas fornece um resultado neutro, que, no entanto, pode ser um ponto de partida útil para um perito ajudar a estabelecer a ZRF final. Por outro lado, é necessário tomar uma decisão explícita sobre se a representação de uma determinada THIC na Rede Natura 2000 deve ser elaborada como um todo para toda a região biogeográfica em causa, ou se será mais prudente fazê-lo separadamente para cada variação geográfica identificada como relevante.

3.3. Conetividade

A conetividade regional é uma expressão da capacidade de um determinado táxon transitar num território, na medida em que facilita ou impede a sua dispersão [Taylor *et al.*, 1993]. É o resultado da organização espacial dos habitats e das características do nicho ecológico do táxon em causa. Embora parametrizada numa base específica para cada táxon, é uma propriedade espacial extrínseca da paisagem que reflete a estrutura do processo de dispersão e pode ser calculada na ausência do processo de dispersão. Como depende da capacidade de dispersão do táxon em estudo, a escala em que a conetividade regional é estimada é dada pela escala de dispersão do mesmo.

Este trânsito ocorre ao longo de um gradiente de aptidão que o território no seu conjunto oferece à espécie e não através de uma categorização

do território em zonas favoráveis ou desfavoráveis ao táxon. O trânsito das espécies depende das diferenças relativas de aptidão ao longo deste gradiente e não da aptidão absoluta de um determinado local. Por este motivo, a conetividade só pode ser parametrizada em territórios heterogéneos com diferentes valores de aptidão para o táxon em questão. A dispersão é, por sua vez, condicionada pela configuração espacial das populações do táxon, que atuarão como início e fim dessas deslocações.

3.3.1. Modelos de conetividade baseados em superfícies de custo

Existem vários métodos para modelar a conetividade, tais como modelos de dispersão ou modelos baseados em superfícies de custo. Os primeiros baseiam-se na simulação do movimento de espécies, com base na sua capacidade de sobrevivência e dispersão, a partir de uma população existente que emite indivíduos e na distribuição desses indivíduos pelo território [Pearson *et al.*, 2004]. Os modelos baseados em superfícies de custo expressam a conetividade regional em termos do custo de deslocação através de um território. Enquanto os modelos de dispersão têm um caráter mais dinâmico e temporal, os modelos de dispersão centram-se na estrutura da paisagem e não incluem uma dimensão temporal, pelo que podem ser utilizados na ausência do processo de dispersão. Estas características tornam-nos mais práticos para obter uma visão estrutural da conetividade.

Para explicar os conceitos associados à conetividade, e como exemplo de uma metodologia de modelização, será aqui utilizado o projeto "Assistência técnica para a avaliação da conetividade ecológica dos tipos de habitat em Espanha e identificação de uma rede integrada de corredores", financiado pelo Tragsatec [ref. TEC0005797] e concluído em outubro de 2023. Utilizou o conceito de conetividade regional para modelar a conetividade ecológica de 31 THIC florestais, utilizando modelos de conetividade baseados em áreas de custo. Os modelos foram gerados utilizando o algoritmo de conetividade regional ALCOR [del Barrio *et al.*, 2006; Rodriguez Gonzalez *et al.*, 2008], que funciona como uma extensão do programa IDRISI e utiliza imagens SIG raster.

O custo é definido como o atrito acumulado aquando do trânsito. O atrito, ou resistência ao movimento, informa sobre a dificuldade de deslocação que um território oferece a uma espécie. Por outras palavras, opõe-se à sua adequação.

Para obter os valores dos custos de deslocação, é necessário codificar a área de estudo numa superfície de valores de atrito. Na metodologia utilizada para o projeto acima referido, esta codificação foi realizada com base em modelos de distribuição preditivos [Figura 11. 2], com base no nicho ecológico do táxon e nos dados bioclimáticos da área de estudo.

Com base no conceito de nicho ecológico, os modelos de distribuição preditiva explicam a distribuição de uma espécie com base na sua resposta a um conjunto de preditores ambientais [Guisan *et al.*, 2017]. No projeto acima referido, os modelos foram gerados utilizando o algoritmo Random Forests [Breiman, 2001].

Os modelos de distribuição preditiva indicam a probabilidade de presença de uma espécie numa área, atribuindo valores entre 1 [presença] e 0 [ausência] e podem ser entendidos como superfícies de adequação. A partir daí, a superfície de atrito [Figura 11.3] pode ser obtida como o inverso $[1/p]$ ou o complemento $[1-p]$ da probabilidade calculada.

Como o custo é o atrito acumulado durante a deslocação entre pontos do território, para obter os seus valores é necessário conhecer a configuração das populações entre as quais se vai efetuar essa deslocação. Para tal, é necessário aplicar um critério discriminante à distribuição observada [Figura 11.1] de modo a definir as populações, o que, na metodologia aplicada, consistiu na fixação de um limiar de distância de dispersão. Esta distância deve refletir a capacidade de dispersão da espécie a modelar e permite distinguir duas populações como distintas uma da outra. Assim, dois pixels serão considerados como pertencentes a duas populações diferentes se excederem este limiar de distância de dispersão.

Uma vez obtida a configuração da população e a superfície de atrito, pode ser gerada a superfície de custo de referência, que mostra o custo de deslocação de cada ponto da área de estudo até à população mais próxima. O custo mostrará valores mínimos nas áreas onde as populações estão presentes e valores máximos onde estão ausentes. Se for interpretado como um mapa topográfico, as zonas de menor custo formarão vales e as de maior custo formarão picos. As áreas contínuas de custo relativamente baixo atuarão como corredores ecológicos, enquanto as áreas com valores de custo elevados podem ser consideradas barreiras. Durante este mesmo processo, os corredores de menor custo entre cidades são calculados procurando o menor atrito acumulado [menor custo] entre os locais onde a população suprimida está localizada e a população mais próxima.población más cercana.

Por conseguinte, estes modelos de conetividade baseados em superfícies de custo são compostos por [Figura 11.4]: uma superfície de custo, um conjunto de populações e um conjunto de corredores de menor custo que ligam as populações.

Uma particularidade da metodologia desenvolvida para o projeto foi a de representar os modelos de conetividade resultantes como grafos de rede.

Os grafos são uma simplificação da rede de conetividade em que as populações são os nós e os corredores são as arestas [Figura 11.5]. Os corredores apenas ligam à população mais próxima e não a várias populações, pelo que apenas um corredor sai de cada população. A rede assim formada chama-se dirigida porque as suas arestas expressam a direção das ligações entre os vértices.

A utilização destes grafos permite a abstração da dimensão espacial e a análise da estrutura da rede em termos de conetividade e não de organização geográfica. Ao prescindir destas restrições espaciais, as relações entre as populações são mais evidentes e a análise das interações no interior do sistema é facilitada, permitindo a identificação de propriedades holísticas que, de outro modo, não seriam evidentes a partir de observações diretas. Neste sentido, podem ser medidos e comparados certos atributos, nomeadamente a dimensão, a modularidade ou a conetividade da rede, com os de outros cenários de conetividade para o mesmo habitat ou com as redes de outros habitats para o mesmo cenário..

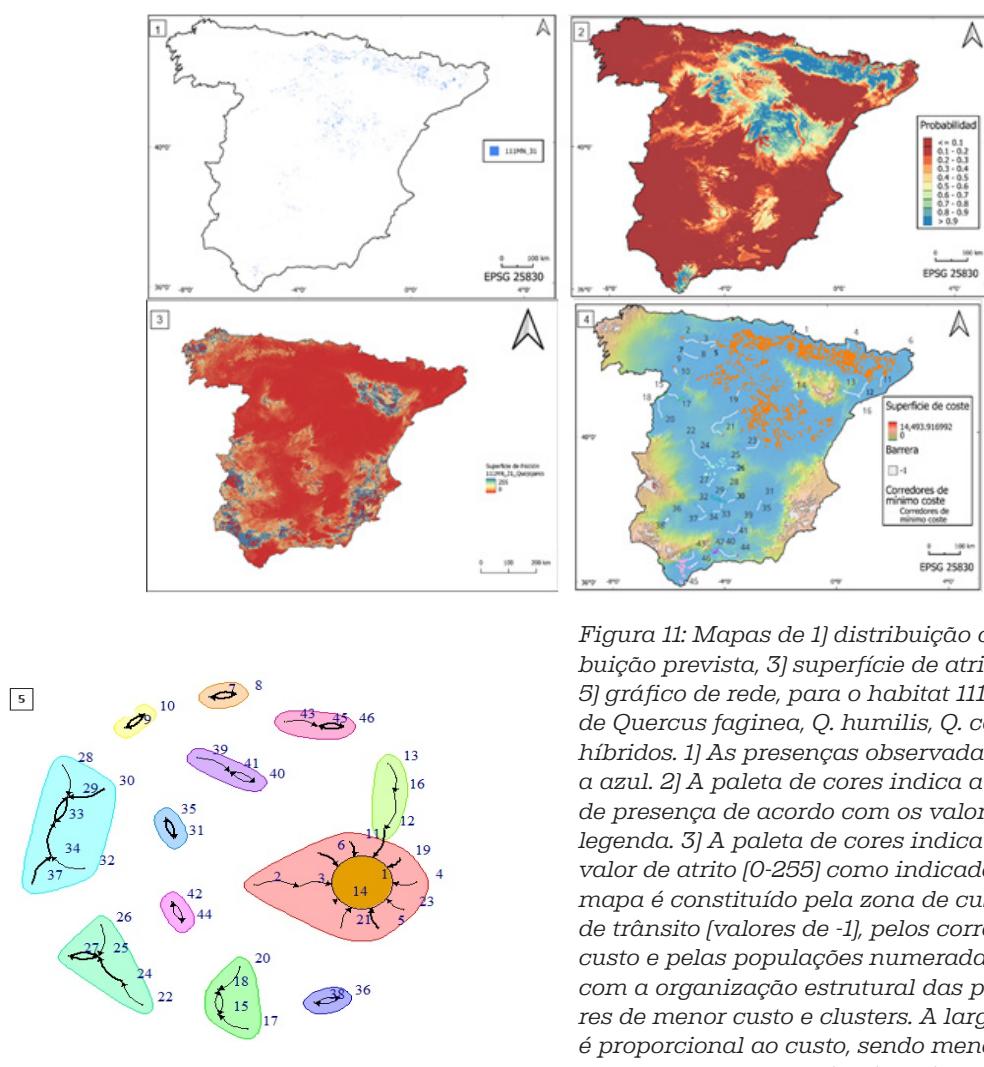


Figura 11: Mapas de 1) distribuição observada, 2) distribuição prevista, 3) superfície de atrito, 4) conetividade e 5) gráfico de rede, para o habitat 11MN_31_Quejigares de *Quercus faginea*, *Q. humilis*, *Q. canariensis* e seus híbridos. 1) As presenças observadas são apresentadas a azul. 2) A paleta de cores indica a probabilidade de presença de acordo com os valores indicados na legenda. 3) A paleta de cores indica as variações do valor de atrito [0-255] como indicado na legenda. 4) O mapa é constituído pela zona de custo, pelas barreiras de trânsito [valores de -1], pelos corredores de menor custo e pelas populações numeradas. 5) Grafo de rede com a organização estrutural das populações, corredores de menor custo e clusters. A largura dos corredores é proporcional ao custo, sendo menor quanto maior for a espessura, e a sua direcionalidade é fornecida pela seta. A espessura dos nós é proporcional ao tamanho das populações.

3.3.2. Metodología

Seguem-se os passos para a geração de modelos de conectividade baseados em superfícies de custo [Figura 12], extraídos da metodologia aplicada no projeto "Assistência técnica para a avaliação da conectividade ecológica de tipos de habitat em Espanha e identificação de uma rede integrada de corredores" [ref. TEC0005797].

- 1. Geração de modelos de distribuição preditivos.** Os modelos preditivos de distribuição foram gerados utilizando o algoritmo Random Forest [Breiman, 2001], a partir de distribuições observadas e de predtores bioclimáticos selecionados, e foram validados utilizando o erro OOB [*Out of the Bag*] e a medida AUC [*Area Under the Curve*].

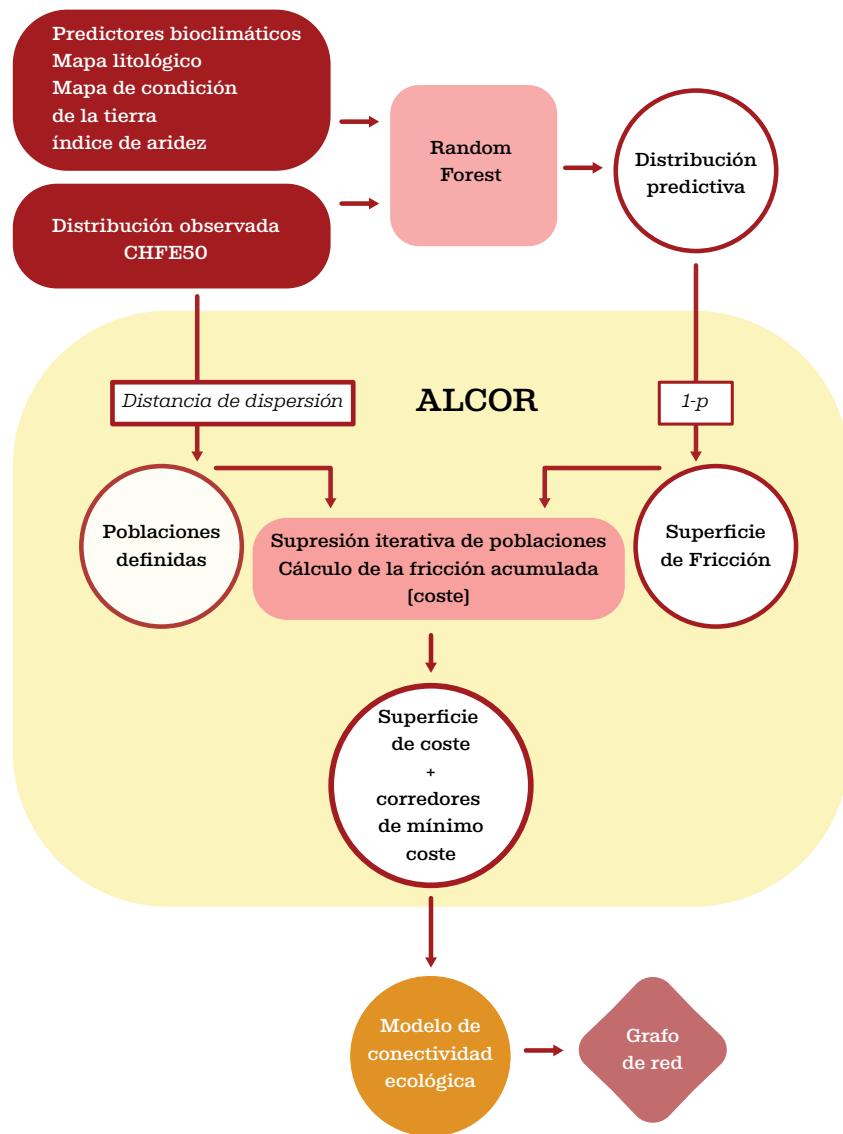


Figura 12. Fluxograma com a metodología desenvolvida para o projeto "Assistência técnica para a avaliação da conectividade ecológica dos tipos de habitat em Espanha e identificação de uma rede integrada de corredores".

As distribuições observadas dos 31 tipos de floresta foram obtidas a partir da base de dados geoespacial CHFE50 [Sánchez de Dios *et al.*, 2019], que contém as distribuições geográficas dos principais tipos de florestas e arbustos nativos em Espanha, a uma escala de 1:50.000. Os dados climáticos, litológicos e do estádio de maturidade foram utilizados como fatores de previsão. Os preditores climáticos são descritos no ANUCLIM [Xu e Hutchinson, 2016], um pacote que contém variáveis climáticas. Neste caso, foi utilizado um ficheiro climático desenvolvido para a Península Ibérica [A. Ruiz *et al.*, 2011] e os valores das variáveis foram obtidos para o período 1981-2010. Foi incluído o mapa litológico de Espanha de Riba e Vilar, [1969] e, para refletir as particularidades climáticas de Espanha, foi incluído o índice de aridez FAO-UNEP [Middleton e Thomas, 1992]. O índice foi calculado utilizando o pacote R r2dRUE [A. Ruiz *et al.*, 2011]. Foi também utilizado o mapa do estado das terras de Espanha para o período 2000-2010 [Sanjuán *et al.*, 2014], que atribui um valor de maturidade dentro de um intervalo entre a degradação e a vegetação de referência.

2. Produção do modelo de conetividade.

Introduzindo os modelos de distribuição preditiva e as distribuições observadas no

ALCOR, obtemos as superfícies de custo, a configuração da população observada e os corredores de custo mínimo, que constituem o modelo de conetividade. O ALCOR transforma a distribuição preditiva numa superfície de atrito [$1/p$] e, através de uma distância de dispersão previamente estabelecida, define as populações a partir das distribuições observadas. A superfície de custos é gerada através da supressão iterativa das existências e do cálculo do custo que lhes está associado. No mesmo processo, são calculados os corredores de menor custo entre cada população e a população mais próxima. Os ficheiros são gerados com o custo associado a cada corredor.

- 3. Grafos de rede.** A transformação dos modelos de conetividade em grafos de rede é efetuada utilizando o pacote igraph [Csardi e Nepusz, 2006]. As populações serão os nós da rede e os corredores, as arestas. Estas redes serão direcionadas, uma vez que os corredores indicam a direção, e podem também comunicar o custo de cada corredor, utilizando os ficheiros de custos gerados na etapa anterior. Utilizando o igraph, podem ser obtidos e explorados diferentes parâmetros gráficos.

3.3.3. Aplicação à Rede Natura 2000

O projeto "Assistência técnica para a avaliação da conetividade ecológica dos tipos de habitats em Espanha e identificação de uma rede integrada de corredores" não tinha como objetivo avaliar a contribuição da Rede Natura 2000 para a conetividade dos habitats modelados, pelo que os dados de presença foram utilizados independentemente da sua pertença à rede.

Para aplicar a metodologia acima descrita à Rede Natura 2000, seria necessário acrescentar como atributos adicionais às populações, a sua pertença à rede. Desta forma, a definição das populações que compõem a rede de conetividade é efetuada seguindo o processo já descrito, mas resultam em populações identificadas de acordo com os SIC ou ZEC que as contêm. Os nós dos grafos de rede resultantes são então identificados com estes espaços [Figura 13].

A adição da pertença aos espaços da rede como atributos permite a integração das redes de conetividade geradas para os diferentes habitats numa mesma rede. Os modelos de conetividade são específicos para cada habitat e, como no caso do projeto ref. TEC0005797, não são comparáveis entre si, pois apenas refletem as relações entre as populações de habitat para os quais foram gerados. Ao incluir a pertença à Rede Natura 2000, estes modelos já têm elementos comuns que permitirão a sua integração: os sítios a que pertencem as populações. Assim, a integração dos diferentes modelos de conetividade resulta numa rede que reflete as propriedades da própria Rede Natura 2000.

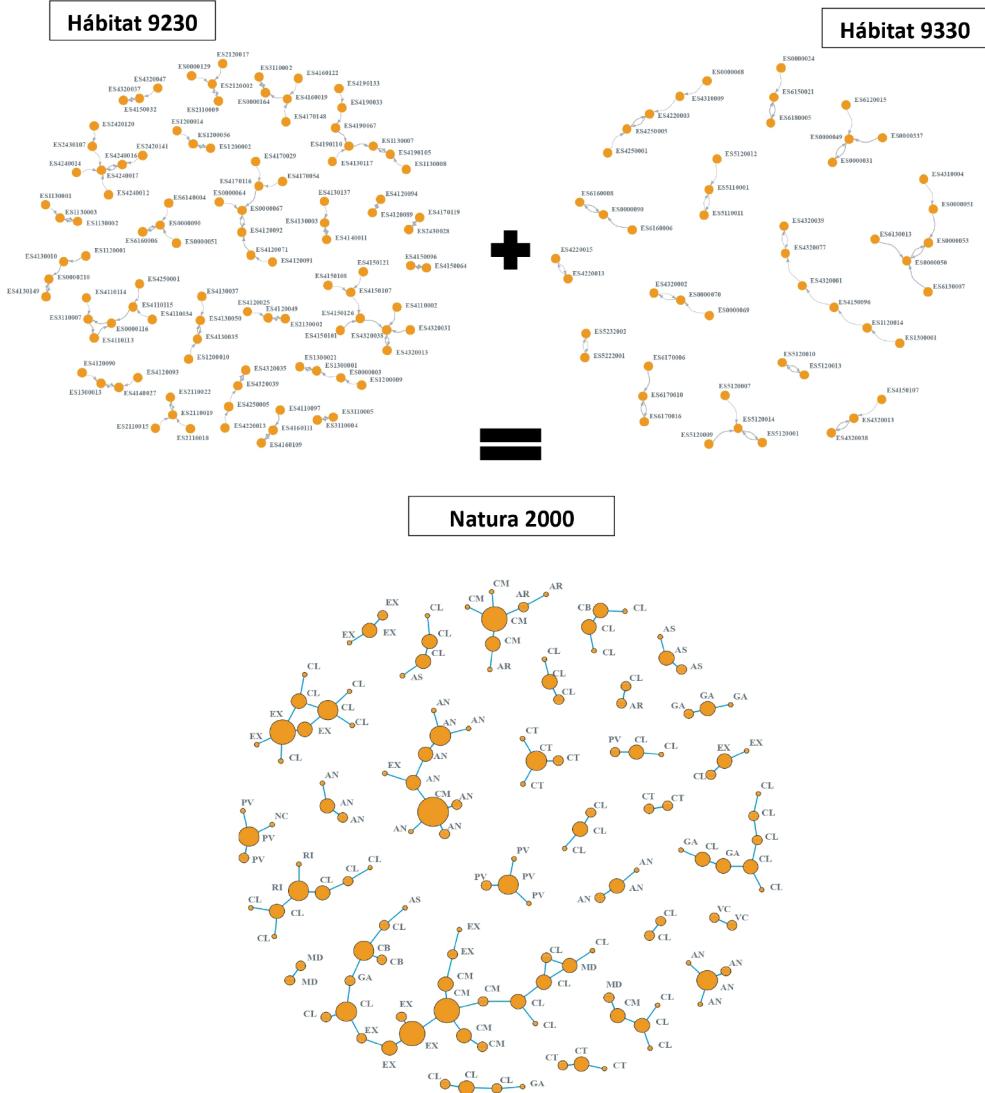


Figura 13. Rede resultante da integração dos grafos de redes para os HIC 9230 Quercus pirenaica e 9330 Q. suber, efetuada num exercício exploratório. Nas redes individuais, os nós são identificados com os códigos dos SIC que contêm as populações. Na rede integrada, os nós são etiquetados com o código das Comunidades Autónomas a que pertencem os SIC, a fim de facilitar a interpretação da imagem

A rede resultante será mais complexa do que as redes individuais que a compõem. Os SIC ou ZEC que sejam comuns a mais do que uma rede serão unificados na rede integrada, enquanto os que apenas fazem parte de uma rede serão acrescentados diretamente à rede final. Todas as ligações das redes de entrada individuais são transferidas para as redes de saída. Nos casos em que um nó, ou seja, SIC ou ZEC, é uma fonte numa rede e um destino noutra, este nó atuará como um vértice que liga duas sub-redes dentro da rede integrada final.

Tendo obtido uma rede integrada para os sítios Natura 2000, é possível caracterizar a estrutura de conetividade da rede e avaliar a sua eficácia na garantia dos objetivos de conservação. Parâ-

metros como a dimensão da rede, que indica o número de corredores na rede; a densidade, que indica a proporção de ligações observadas; ou a modularidade, que avalia a importância dos agrupamentos formados na rede, são algumas das características da rede que podem ser obtidas para análise. A exploração das características da rede integrada permitirá detetar a contribuição dos sítios Natura 2000 para a conetividade da rede resultante, o grau de resiliência da rede ou o grau de conetividade mais desejável para a sua conservação.

3.4. Resiliência

3.4.1. Definição de resiliência

A resiliência é a capacidade de resistência do sistema a perturbações ou danos causados por fatores naturais e antropogénicos. Uma rede resiliente tem a capacidade de absorver esses danos e de se reorganizar para manter [ou regressar] a mesma função, estrutura e identidade ecológica.

As perturbações podem ser medidas ao nível do ecossistema ou do habitat. Neste último caso, o habitat é específico para cada espécie. No entanto, a resiliência é difícil de medir, uma vez que as perturbações podem afetar cada ecossistema, habitat ou espécie de forma diferente. Não existe uma metodologia normalizada para medir a resiliência que seja fácil e eficaz de aplicar.

Podem ser utilizadas metodologias de monitorização da biodiversidade, que normalmente requerem dados coletados no terreno, através de técnicas remotas [câmaras de foto-armadilhagem, gravadores de som automáticos, etc.], ou diretamente através de trabalho de campo. No entanto, estes métodos acabam por ser dispendiosos, demoram muito tempo a recolher e a analisar os dados e só podem ser aplicados a pequenas áreas de estudo. Além disso, se a biodiversidade for utilizada como indicador, por definição, é preciso esperar que ela se altere para

tomar uma decisão. Por outras palavras, é necessário que pelo menos uma espécie se extinga. Só depois de se observar a extinção de uma espécie é que se pode verificar a utilização da biodiversidade para medir a resiliência após uma perturbação. Obviamente, este método é muito lento, difícil de implementar e, por conseguinte, impraticável.

Uma alternativa é a utilização de dados de deteção remota, a ciência que estuda a superfície dos planetas à distância através da análise da energia refletida pela superfície do planeta. Esta energia pode ser a luz solar refletida [sensores passivos], ou um feixe de energia emitido pelo próprio satélite [sensores ativos]. A deteção remota fornece dados continuamente ao longo do tempo, sobre toda a superfície do planeta. Existem satélites com elevada periodicidade temporal [MODIS, 2 imagens por dia] e baixa resolução espacial [250 m a 1 km], e com baixa/média periodicidade temporal [Landsat, 1 imagem de 16 em 16 dias; Sentinel, uma imagem de 5 em 5 dias] e elevada resolução espacial [10 m a 60 m]. Graças à qualidade e continuidade dos dados obtidos por teledeteção, é possível estabelecer uma metodologia padrão que nos permite analisar indiretamente a resiliência de um habitat.

3.4.2. Método de cálculo da resiliência

Neste trabalho, propõe-se a utilização do método desenvolvido por Arenas-Castro e Sillero [2021]. Este método monitoriza as alterações na adequação do habitat das espécies através do cálculo de modelos de nicho ecológico com séries temporais de produtos de imagens de satélite. Este método parte do princípio de que as espécies são mais vulneráveis quando estão sujeitas a uma maior flutuação da qualidade do habitat: ou seja, quanto maior for a alteração do habitat, maior será a pressão sobre a espécie. Por outras palavras, uma espécie terá um pior

estado de conservação quando as perturbações humanas conduzirem a uma redução da qualidade do habitat. Por conseguinte, uma espécie será mais resiliente se a qualidade do habitat onde se encontra se mantiver constante ou aumentar ao longo do tempo, ou se conseguir recuperar após sofrer uma redução da qualidade do habitat. Desta forma, é possível analisar a resiliência dos habitats para uma determinada espécie, ou para várias espécies em conjunto [ver abaixo]. O método foi testado com sucesso a diferentes escalas

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

espaciais: a 10 km na Península Ibérica e a 50 km na Europa. O projeto MontObeO [<https://montobeo.wordpress.com/>] está a desenvolver uma aplicação Google Earth Engine (GEE) que imple-

menta o método de Arenas-Castro e Sillero [2021] no Parque Natural de Montesinho, no noroeste de Portugal.

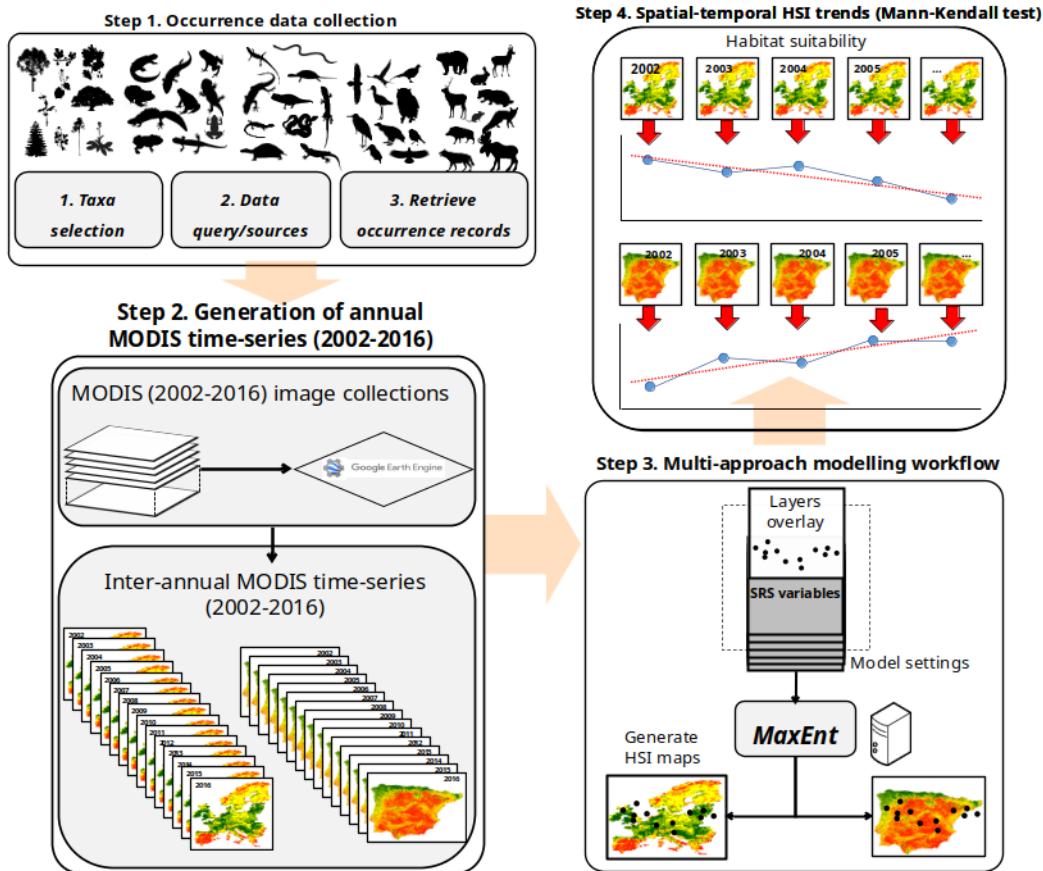


Figura 14. Descrição do processo de estimativa da resiliência para uma espécie ou habitat prioritário. O processo divide-se em quatro etapas: 1) obtenção de dados de distribuição de espécies ou de habitats; 2) obtenção de séries temporais de variáveis obtidas por deteção remota a partir de sensores como o MODIS ou de satélites como o Landsat ou o Sentinel com uma determinada periodicidade [anual, embora possa ser semanal ou mensal, por exemplo]; 3) cálculo de modelos de nicho ecológico ao longo do tempo [em função da periodicidade selecionada] com o algoritmo Maxent; e 4) estimativa de tendências ao longo do tempo com o teste de Mann-Kendall [tendências positivas, negativas ou nulas]. Esta metodologia pode ser aplicada a uma única espécie ou habitat, ou a grupos de espécies ou habitats, em qualquer extensão, período de tempo e periodicidade, desde que estejam disponíveis dados de satélite.

Em resumo, a metodologia consiste nas seguintes etapas:

- 1. Recolha de dados sobre a distribuição das Foram considerados quatro grupos taxonómicos:** flora vascular, anfíbios, répteis, aves e mamíferos. Os dados de ocorrência de cada espécie foram obtidos em diferentes repositórios online, incluindo atlas nacionais e continentais [de Portugal, Espanha e Europa], o Global Biodiversity Information Facility [GBIF; <https://www.gbif.org/>], bases de dados com

inventários e coleções de flora e fauna. Os dados relativos à distribuição das espécies serão associados a variáveis ambientais por satélite [etapa 2] com um algoritmo de modelação [Maxent; etapa 3]. Como não existem séries temporais de dados sobre a distribuição das espécies, foi modelada a mesma distribuição de cada espécie ao longo do tempo. Apenas foram considerados os dados de distribuição do mesmo período que as variáveis ambientais [2002-2016]. Os dados de distribuição foram selecionados

para remover erros nas coordenadas e nomes específicos, bem como para remover duplicados e grupos de pontos resultantes de enviesamentos de amostragem.

2. Processamento e integração de dados ambientais

ambientais: As variáveis ambientais foram obtidas a partir do sensor MODIS e representam as principais dimensões do funcionamento e da dinâmica dos ecossistemas, tais como a dinâmica do ciclo do carbono, a dinâmica do calor e o balanço radiativo. Foram incluídas seis variáveis nos modelos: a temperatura da superfície terrestre, que é um indicador da dinâmica do calor; a evapotranspiração, que indica as propriedades do coberto vegetal; o índice de vegetação melhorado [EVI], um indicador do estado e da produtividade da vegetação; a refletância da superfície, um indicador da alteração da superfície terrestre; a área anual ardida; e o tempo decorrido desde o último incêndio florestal [*time since fire*], ambos indicadores de perturbação humana. As variáveis foram calculadas entre 2001 e 2016, numa base anual.

As variáveis foram obtidas a partir do Google Earth Engine [GEE] [Gorelick *et al.*, 2017]. O GEE é uma plataforma em nuvem que permite a análise de grandes conjuntos de dados geoespaciais de uma forma escalável e eficiente. Desenvolvido pela Google, o GEE dá acesso a uma vasta gama de dados de observação da Terra, incluindo imagens de satélite, dados climáticos, informações topográficas e muito mais. Inclui todos os programas públicos de observação da Terra [Landsat, Sentinel, MODIS]. O GEE fornece ferramentas e algoritmos para o processamento e análise de dados geoespaciais à escala global. Isto inclui capacidades de análise de séries temporais, classificação de imagens, deteção de alterações e modelação de processos terrestres. Permite igualmente modelizar a distribuição das espécies com algoritmos como o Maxent [Campos *et al.*, 2023] ou o Random Forest [Crego *et al.*, 2022]. O GEE utiliza o JavaScript como a sua principal linguagem de programação para escrever scripts e executar análises geoespaciais. Os utilizadores podem tirar partido de bibliotecas de funções GEE específicas para aceder a dados, efetuar

operações espaciais e realizar análises avançadas. O GEE foi concebido para tratar grandes volumes de dados de forma rápida e eficiente, tirando partido da infraestrutura do Google Cloud Platform. Isto permite a realização de análises complexas em conjuntos de dados à escala global numa questão de minutos ou horas. O Google Earth Engine está disponível gratuitamente para académicos, cientistas, programadores e organizações sem fins lucrativos.

3. Modelação do nicho ecológico

Os modelos preveem a adequação do habitat para cada espécie, seguindo processos padrão [Sillero *et al.*, 2021; Sillero e Barbosa, 2021]. Na ausência de dados de distribuição de séries temporais, as mesmas faixas de espécies são modeladas ao longo do tempo com as séries temporais dos produtos MODIS. Os dados de distribuição são limitados aos anos dos produtos MODIS [ou de qualquer outro sensor utilizado]. O estudo utilizou o algoritmo Maxent [Phillips *et al.*, 2006, 2017] para modelar espécies de cinco grupos taxonómicos: plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos. Todos os parâmetros introduzidos no Maxent [30% de dados de teste, 10 réplicas, formato de saída cloglog] foram sempre os mesmos para cada modelo. Os modelos Maxent foram calculados em R, embora atualmente possam ser executados em GEE [Campos *et al.*, 2023]. O Maxent é vantajoso para ser usado neste contexto porque requer apenas presenças e antecedentes [uma amostra aleatória das condições disponíveis na área de estudo] como dados de distribuição de espécies [Guillera-Arroita *et al.*, 2014; Sillero e Barbosa, 2021].

4. Análise de tendências

O teste de Mann-Kendall, um teste estatístico não paramétrico que avalia tendências monotônicas em dados de séries temporais, é aplicado às séries temporais de modelos de nicho ecológico. O teste de Mann-Kendall foi efetuado em R, com o pacote SpatialEco, embora também esteja implementado em 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

Este método pode ser aplicado a qualquer área de estudo, independentemente da sua dimensão, e em qualquer resolução espacial e temporal, desde que estejam disponíveis dados de satélite e de distribuição de espécies. O método fornece informações sobre as mudanças na qualidade do habitat ao longo do tempo [se a qualidade está a aumentar, a diminuir ou a permanecer constante] ao nível do pixel. Além disso, as tendências podem ser obtidas para uma determinada espécie ou para um conjunto de espécies [grupo taxonómico ou funcional], calculando simplesmente a média dos declives [S] das tendências. Assim, é possível saber se a qualidade do habitat diminuiu, por exemplo, para o conjunto das aves analisadas na zona de estudo. A combinação das tendências de todas as espécies permite obter um mapa global das alterações da qualidade do habitat em todo o território. Este método pode ser facilmente implementado numa aplicação GEE, que é uma página Web que executa um script GEE independentemente da plataforma Google. Ou seja, o utilizador pode executar uma série de análises no GEE sem aceder à plataforma principal e sem precisar de ter uma conta na plataforma principal. Desta forma, o utilizador pode visualizar as tendências da qualidade do habitat para uma série de espécies numa determinada área de estudo.

No caso da Macaronésia, seria necessário recolher dados sobre as espécies a modelizar com um erro nas coordenadas em função da resolução espacial pretendida. Isto, por sua vez, implica que as variáveis ambientais estão disponíveis nessa resolução espacial. O MODIS fornece variáveis a 1 km, pelo que o erro nas coordenadas das ocorrências de espécies deverá ser inferior a 500 m. Se os modelos tivessem de ser calculados com uma resolução espacial mais elevada [100 m, por exemplo], os sensores mais adequados seriam o Landsat e o Sentinel, embora o número de variáveis ambientais disponíveis fosse muito menor e se centrasse basicamente na dinâmica da paisagem. No caso do MODIS, a resolução temporal é de 2 imagens por dia [uma diurna e outra noturna]; o Landsat tem uma imagem de 16 em 16 dias e o Sentinel tem uma imagem de 5 em 5 dias. No entanto, o número de imagens disponíveis ao longo do tempo pode ser significativamente reduzido, dependendo da presença de nuvens nas mesmas. Por conseguinte, dependendo do sensor selecionado e das imagens disponíveis, a periodicidade das tendências pode ser semanal, quinzenal, mensal ou anual. O tempo de cálculo

para todas as análises depende do número de espécies e variáveis incluídas, do intervalo de tempo, da periodicidade, da resolução espacial e da extensão da área de estudo. Se todos os processos analíticos forem efetuados em R, o tempo de computação necessário pode ser extremamente longo [até vários meses]. Em GEE, o cálculo pode demorar alguns minutos por espécie. Infelizmente, a GEE não dispõe de um processo automático de descarregamento de dados, pelo que poderá demorar algumas horas a obter os resultados.

[ESTUDO DE CASO: Naturalidade nas Ilhas Canárias e monitorização de habitats]

M. A. Vera Galván

Serviço de Biodiversidade, Direção-Geral de Luta contra as Alterações Climáticas e o Ambiente, Governo das Canárias

Produtos elaborados pelo GRAFCAN [J. J. Rodrigo Bello, J. C. González González, A. Amador González, I. Vázquez Rodríguez, J. J. Rosales León] com a direção técnica do Serviço de Biodiversidade [M. Arechavaleta Hernández e M. A. Vera Galván]

A deteção de alterações nos habitats, com base em padrões de referência, permite identificar tendências ao longo do tempo no estado de conservação desses habitats, o que contribui para a tomada de decisões em matéria de gestão do território.

O Governo das Canárias está a promover dois projetos cujo objetivo é, por um lado, fornecer informação sobre o estado de naturalidade do território canário [entendido como um gradiente de intervenção antrópica] e, por outro lado, dispor de um sistema que permita detetar a variação do estado de determinadas THIC.

O grau de naturalidade do território é cartografado e a metodologia de desenvolvimento passa pela análise [Figura 15], por um lado, da realidade física dos elementos territoriais e, por outro, das relações espaciais entre esses elementos. A realidade física é analisada através da atribuição de um grau de naturalidade a cada elemento e da sobreposição de todos os elementos presentes. As relações espaciais entre estes elementos são estudadas através de uma análise de fragmentação. O processo tem em conta o efeito de borda, em que a naturalidade é reduzida quanto mais próximo

estivermos de um elemento artificial numa faixa de proximidade a partir da qual a naturalidade já não se perde. O efeito de barreira também é tido em conta, sendo analisada a dimensão de cada fragmento natural e quanto maior for o fragmento, ou quanto maior for a separação dos elementos

artificiais, mais natural é. Por último, estas duas fases analíticas da naturalidade são relacionadas e agregadas estatisticamente numa grelha de 20x20m.

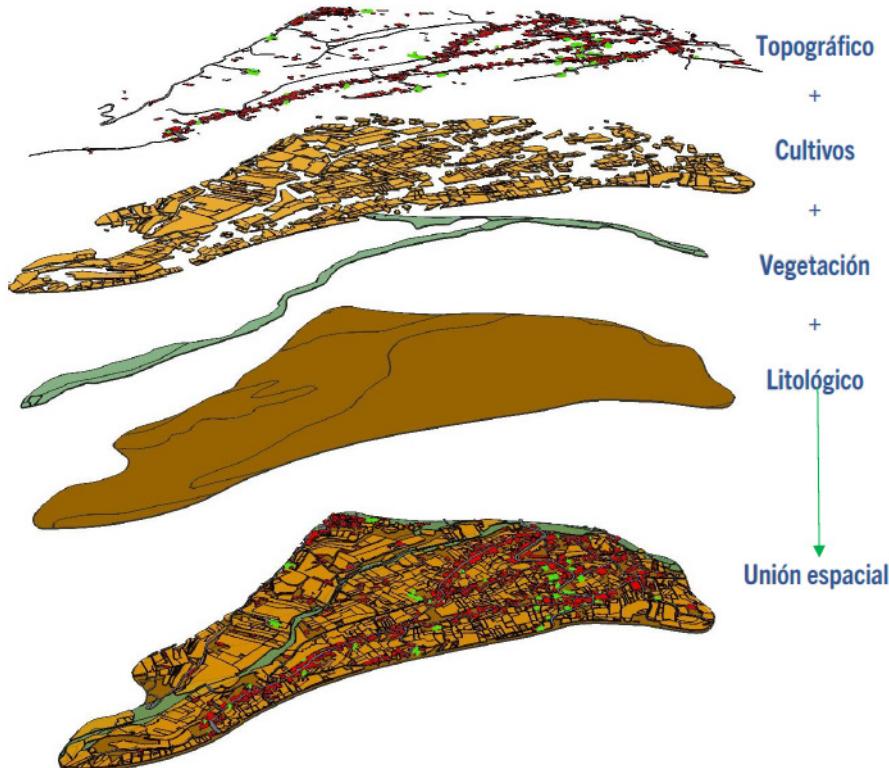


Figura 15: Sobreposição espacial das camadas para obter a tapeçaria geométrica da realidade física ou planta baixa da naturalidade.

As entidades às quais é atribuído um grau de naturalidade provêm dos seguintes conjuntos de dados:

- Mapa topográfico integrado das Ilhas Canárias {Escala 1.000-5.000. Data EH:2016, LP:2016, LG:2018, TF:2017, GC:2019, FV:2018 e LZ:2017}.
- Mapa de ruas {Escala 5.000. Data 2020}.
- Mapa de vegetação das Ilhas Canárias {Escala 20.000. Data EH:2001, LP:2002-2003, LG:2002-2003, TF:1998-2000, GC:1998-2001, FV:2001-2005 e LZ:2000-2006}.

- Mapa de culturas das Ilhas Canárias {Escala 2.000. Data EH:2015, LP:2017, LG:2018, TF:2016, GC:2019, FV:2020 e LZ:2014}.
- Mapa geológico das Ilhas Canárias. Escala 25.000. Data 2002-2005

Como resultado do processo, obtém-se o Mapa de Naturalidade das Ilhas Canárias [Figura 16], com informação integrada sobre a realidade física descrita e a análise das relações espaciais que afetam a naturalidade.

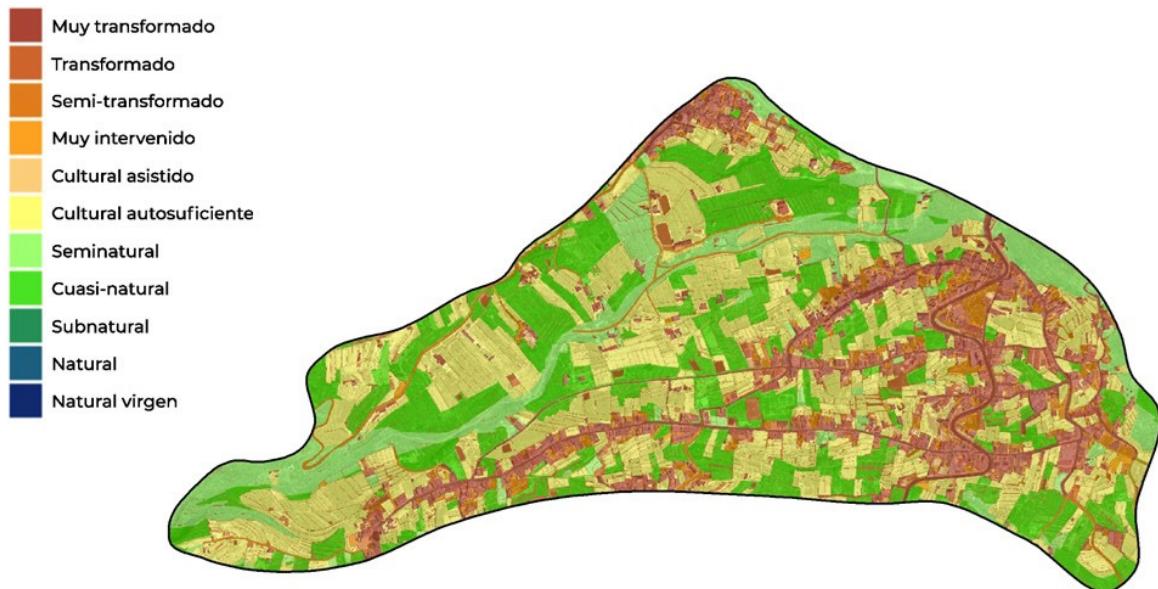


Figura 16: Exemplo de naturalidade da realidade material ou da planta territorial.

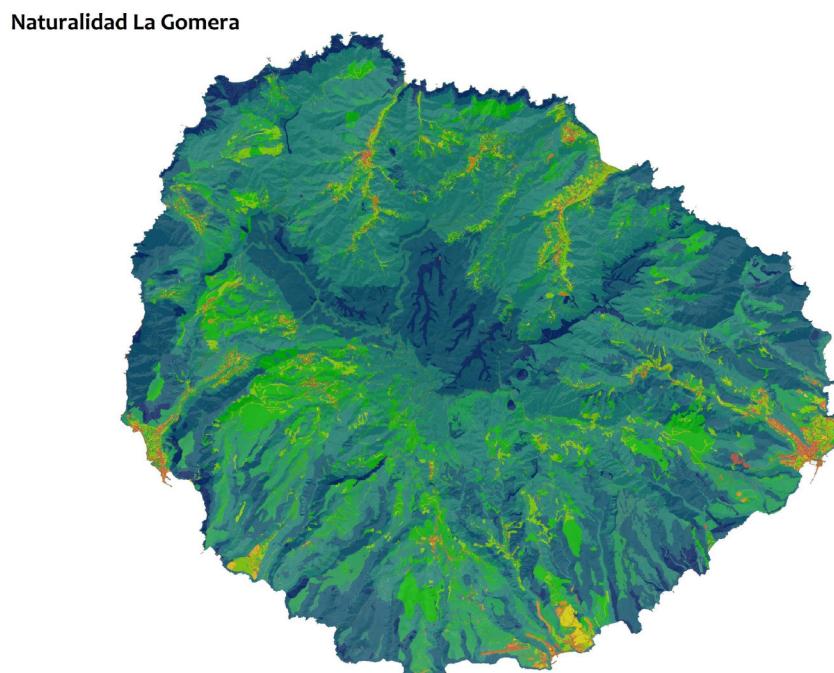


Figura 17: Exemplo de um mapa de naturalidade no caso da ilha La Gomera

Uma vez que foram utilizadas fontes de dados de diferentes escalas para a análise da naturalidade, considerou-se adequado agregar os dados a uma grelha de 20 m. Para caracterizar a naturalidade de cada quadrado, é efetuada uma estatística zonal que analisa os diferentes valores de na-

turalidade que se encontram dentro de cada um dos quadrados de 20m x 20m da grelha. Como resultado, são obtidas as estatísticas [mínimo, máximo, amplitude, média, desvio padrão e soma] da naturalidade de cada um dos quadrados.

Em resumo, cabe destacar que o Mapa de Naturalidade das Canárias é uma ferramenta útil para a análise da intervenção antrópica no território [Figura 17], permitindo a conceção de ações de gestão orientadas para a conservação dos habitats naturais, especialmente nas áreas da Rede Canária de Espaços Naturais Protegidos ou

da rede europeia, Rede Natura 2000, e está a ser considerado como uma ferramenta para a definição de novas áreas a integrar. É também muito útil na conceção de corredores ecológicos e na análise da conectividade ecológica.

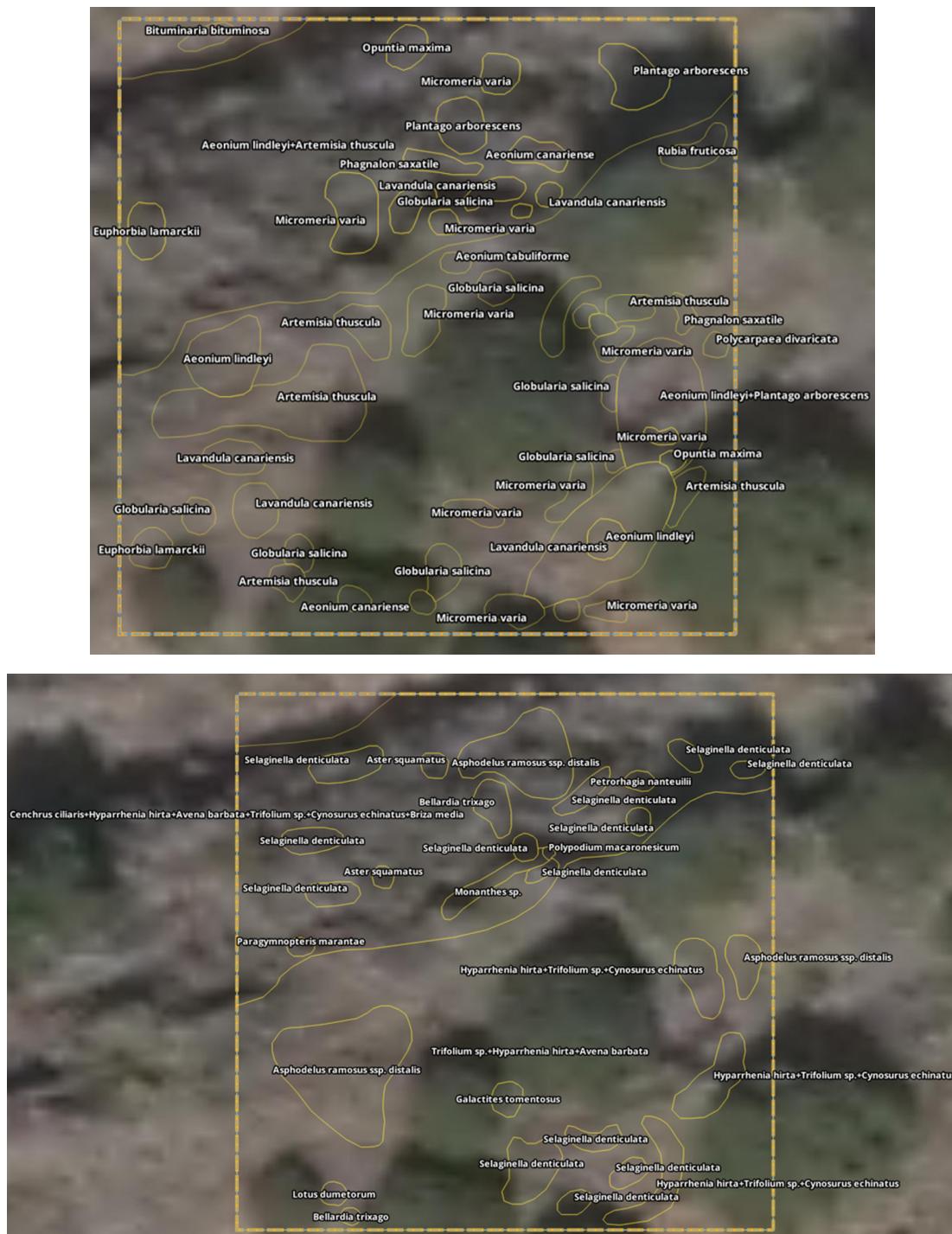


Figura 18: Exemplos de cartografia obtida numa parcela para dois estratos de vegetação da parcela.

Por outro lado, após a seleção do índice de vegetação mais adequado, o índice EVI [*Enhanced Vegetation Index*] é utilizado para todas as áreas de habitat, exceto para as que têm um coberto vegetal muito pequeno ou escasso. Esta análise é efetuada com dados Sentinel-2 e é realizada separadamente para subtipos de habitat [que em muitos casos coincidem com associações de plantas ou grupos homogéneos das mesmas] e agrupados por mês, estação e ano. Previamente, com base

em critérios de representatividade adequada e bom estado de conservação destes subtipos, são identificadas áreas de referência. Posteriormente, são quantificadas as distâncias dos valores do EVI de cada pixel em relação aos valores correspondentes aos domínios de referência. Os valores do EVI são agrupados em classes de acordo com a distância do valor em relação aos valores médios dos domínios de referência [Figura 19].

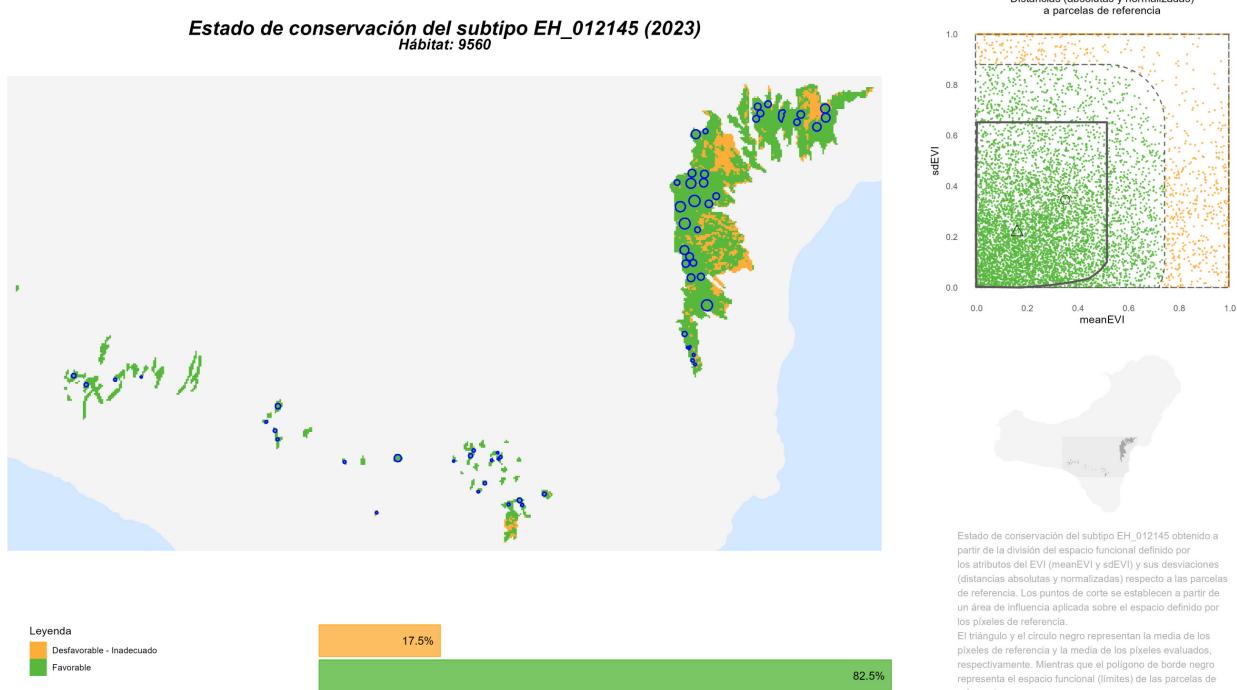


Figura 19: Exemplo de análise dos valores do EVI para um subtipo de habitat na ilha de El Hierro. Trata-se, para já, de um resultado preliminar e sujeito a pequenos ajustamentos metodológicos.

Como resultado, os mapas de atividade fotossintética [um aspecto significativo do "estado de conservação" da comunidade] são obtidos com os valores detetados para cada subtipo de habitat, referentes a cada ano do período para o qual os dados do Sentinel-2 estão disponíveis. Os valores obtidos nestes mapas de atividade fotossintética podem ser comparados com os resultados dos inventários realizados como sistema de verificação no terreno.

Alguns dos processos são automatizados, de modo a que a execução dos processos seja rápida e homogénea. Os resultados podem então ser utilizados para detetar tendências e definir alarmes de conservação quando os valores sofrem alterações súbitas significativas.

4. Avaliação da coerência

As secções anteriores descrevem abordagens possíveis para avaliar individualmente cinco componentes, ou indicadores, da coerência ecológica de uma rede de conservação como a Rede Natura 2000. A próxima etapa consiste em combinar estes resultados para avaliar a coerência enquanto tal.

Em geral, este tipo de procedimento começa por aplicar uma escala de valores que transforma os resultados objetivos de um indicador individual numa avaliação relevante para o problema em questão. Por exemplo, a percentagem da extensão da distribuição de uma HIC na Rede Natura 2000, em relação à totalidade da distribuição conhecida, pode ser comparada com um limiar de representação recomendado internacionalmente para a sua conservação. A representatividade será então avaliada numa escala numérica adequada [desfavorável – favorável, mau – razoável – bom, 0 – 10, etc.].

É então necessário combinar as avaliações individuais para avaliar o estado da variável de abstração de nível superior, neste caso, a coerência da rede. O procedimento a seguir depende da escala numérica dos indicadores individuais [qualitativa, ordinal, quantitativa, etc.], da sua fiabilidade e precisão, da heterogeneidade e necessidade de normalização entre os indicadores individuais e da utilidade pretendida para a avaliação global [jurídica, de gestão, científica, etc.].

No trabalho de Borja *et al.*, [2014] foi efetuada uma revisão exaustiva das técnicas de combinação de indicadores individuais. Os exemplos são: todos ou nenhum, média de indicadores individuais, somas ponderadas, métodos multivariados, árvores de decisão ou regras condicionais. Considera-se que as técnicas que realizam combinações algébricas de indicadores individuais não se aplicam bem no caso da coerência, em que esses indicadores são heterogéneos no seu cálculo e nas suas métricas. Entre os que melhor se aplicariam, contam-se: o princípio de tudo ou nada, segundo o qual todos os indicadores individuais devem ser favoráveis; a soma ponderada das pontuações individuais; e a integração progressiva de alto nível.

4.1. Todos ou nenhum

O princípio de todos ou nenhum [abreviado como OOAO, pelas suas siglas em inglês *One-Out All-Out*] consiste em efetuar avaliações individuais de cada indicador, dando um resultado favorável para a avaliação integrada apenas se cada uma das avaliações individuais for favorável.

Este método atribui a mesma importância a cada indicador individual. A ausência de ponderação exige que os indicadores sejam homogéneos em termos de qualidade. Por outro lado, entende-se que a obtenção de uma avaliação favorável é particularmente difícil com esta abordagem. Este facto, que em princípio seria uma fraqueza, é de facto uma das suas maiores vantagens: o método é conservador e cauteloso, pelo que as avaliações favoráveis obtidas na sua aplicação são sólidas.

Por estas razões, o método OOAO é selecionado quando o resultado da avaliação global pode ter implicações legais ou regulamentares. Por exemplo, é aplicado para avaliar o Indicador 15.3.1 [Proporção de terras degradadas em relação ao total de terras], que mede o progresso do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 15.3 [Alcançar a

neutralidade da degradação das terras até 2030] [Orr et al., 2017]. O indicador 15.3.1 utiliza três sub-indicadores para decidir se uma área deve ser considerada degradada: cobertura ou uso da terra, produtividade da terra e stocks de carbono [Sims et al., 2021]. Os três são complementares nas suas escalas temporais, pelo que lhes é atribuída a mesma importância. Ao mesmo tempo, cada um deles é apoiado por um arsenal técnico que permite determinar com precisão o estado da arte do tema em causa. Por conseguinte, se qualquer um deles não avaliar uma zona como não degradada, essa zona é considerada degradada, independentemente do resultado dos outros. Especificamente, de acordo com o princípio OOAO, a degradação ocorre se o carbono orgânico do solo diminuir significativamente, ou se a produção primária líquida diminuir, ou se ocorrer uma alteração negativa da utilização do solo.

Outra vantagem do princípio OOAO é que a avaliação global pode ser desagregada e os sub-indicadores podem ser examinados individualmente, permitindo a especificação direta de medidas corretivas.

4.2. Soma ponderada

Este método utiliza uma lista relativamente longa de indicadores individuais e atribui uma pontuação a cada um deles. A soma das pontuações, classificadas ou não classificadas, é proporcional à avaliação integrada pretendida. Os indicadores individuais podem receber pontuações diferentes de acordo com a sua importância para o problema que está a ser avaliado, o que equivale a atribuir-lhes pesos. O procedimento é utilizado para avaliar tanto os aspectos positivos [por exemplo, o estado de conservação] como os negativos [por exemplo, o grau de ameaça].

Esta abordagem pode ser ilustrada pelo exemplo aplicado por Camacho et al., [2019] para determinar as pressões e ameaças que afetam os habitats lênticos. Produziram uma lista de 25 indicadores individuais, classificados em 8 temas. A faixa de valores atribuíveis a cada indicador

dependia da sua importância como ameaça. Por exemplo, "ELIMINAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS" pode ter um valor entre 3 e 20 pontos, enquanto "ELIMINAÇÃO TÉRMICA" só pode atingir 2 pontos. A matriz de avaliação assim formada resulta numa pontuação total, segundo a qual o grau de ameaça é "BAIXO" [0 - 20 pontos], "MÉDIO" [21 - 50], "ELEVADO" [51 - 75] ou "MUITO ELEVADO" [> 75].

Este método é flexível na medida em que os indicadores podem ser pontuados de forma diferenciada de acordo com a sua importância percebida. Ao mesmo tempo, esta flexibilidade pode ser arbitrária se não existirem regras explícitas sobre a atribuição de pontuações. Esta condição estava presente no caso citado como exemplo e é essencial para uma avaliação realista.

4.3. Abordagem integrada

Se os indicadores individuais não forem homogéneos em termos de métrica, precisão ou fiabilidade para refletir a avaliação de nível superior proposta, é possível utilizar o modelo conceitual que levou à consideração da utilização desses indicadores. A premissa aqui é que os indicadores têm relações funcionais entre si, que podem ser exploradas para obter uma compreensão fundamentada do problema de nível superior.

No caso da coerência ecológica da Rede Natura 2000, propomos cinco componentes que, longe de serem características independentes, são dependentes umas das outras. Esta dependência pode ser observada na Figura 20.

Examinar a coerência da Rede Natura 2000 no que respeita à conservação de determinados habitats. O primeiro facto conhecido é a sua

distribuição observada. No entanto, é necessário reconhecer que o habitat pode não ter um estado ecológico uniformemente bom em toda a sua distribuição. Por conseguinte, é necessário examinar a *resiliência*, que permitirá excluir as zonas doentes, limpas ou degradadas, que não devem ser tidas em conta para efeitos de identificação das zonas de conservação dos habitats. Isto não significa que as zonas em mau estado devam ser ignoradas. Pelo contrário, devem ser objeto de um restauro ou de uma conservação especiais. No entanto, a sua contabilização como um ativo para avaliar a coerência pode sobreestimar o nível de conservação dos habitats.

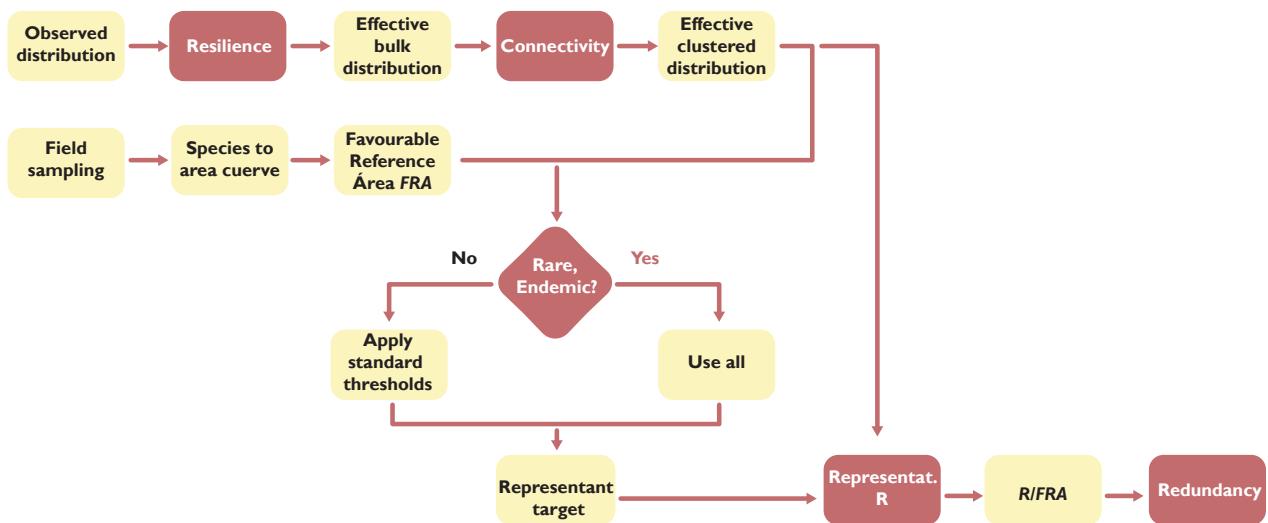


Figura 20. Fluxo de informação para uma avaliação integrada da coerência de uma rede de conservação.

O descarte acima mencionado deixa o que poderia ser chamado de distribuição bruta efetiva. Mas isto não é realista, uma vez que qualquer distribuição de habitats terrestres apresenta níveis variáveis de fragmentação, causados pelo ambiente abiótico e/ou por intervenções humanas. Algumas das manchas podem ter compensações funcionais com o resto da distribuição, enquanto outras estarão isoladas e, embora

conservem o seu valor de relíquia, contribuirão pouco para a persistência do habitat em questão. Por conseguinte, é necessário efetuar uma análise de *conetividade* para conhecer a distribuição efetiva em grupos.

Nem todas as manchas nesta última distribuição serão adequadas para a conservação do habitat, mesmo que estejam ligadas ao resto

da distribuição. Alguns podem ser demasiado pequenos e conter versões simplificadas em que o habitat, embora presente, não pode cumprir a sua função de guarda-chuva para outras espécies. É aqui que entra em jogo o conceito de Zona de Referência Favorável (ZRF, ver secção 3.2.3), que deveria ter sido determinada experimentalmente por amostragem no terreno.

A distribuição efetiva em grupos e a FRA permitem resolver o dilema da raridade ou endemismo. Se o habitat em estudo não for raro nem endémico, podem ser aplicados limiares internacionais normalizados para determinar que extensão do habitat, que deve fazer parte da distribuição efetiva em grupos e que tem manchas maiores do que a FRA, está efetivamente

protegida pela Rede Natura 2000. Se o habitat em questão for raro ou endémico, então toda a sua extensão deve estar dentro da Rede Natura 2000. Note-se que este dilema se aplica quer o habitat já tenha sido incluído na Rede Natura 2000 quer esteja a ser considerado para possível inclusão.

Em ambos os casos do dilema acima, resulta um valor R de *Representatividade*, que é a fração da extensão do habitat que está incluída na Rede Natura 2000. No mínimo, a extensão implicada por R deve ser igual a FRA, caso contrário o território conservado seria instável. Em muitos casos, esta extensão será várias vezes superior à da FRA. Por conseguinte, o rácio R/FRA é proporcional à *redundância* da quantidade de habitat preservado na Rede Natura 2000.

4.4. Evolução

Deve reconhecer-se que o problema da avaliação formal da coerência ecológica da Rede Natura 2000 está a dar os primeiros passos. O problema tem uma parte intrinsecamente científica, com desafios conceptuais imperfeitamente resolvidos em torno de alguns dos componentes da coerência, por exemplo, a conetividade ou a resiliência. Para além disso, existe uma vertente política, segundo a qual as administrações públicas terão de fazer investimentos significativos, alguns com um custo de oportunidade não negligenciável, para melhorar a coerência da Rede Natura 2000. Por último, existe um aspeto jurídico, associado à apresentação regular de relatórios à UE sobre o estado de coerência da Rede Natura 2000.

Considera-se que os métodos de integração acima descritos seguiram uma ordem de

preferência desejável.

No entanto, a associação entre o científico, o político e o jurídico não resistiria provavelmente a um esquema do tipo OOAO. Por este motivo, sugere-se que se comece de baixo para cima. A abordagem integrada é, ao mesmo tempo, suficientemente conservadora para garantir uma avaliação realista da coerência e suficientemente transparente para identificar erros e incoerências na metodologia. Só depois de ultrapassada esta fase é que pode ser adequado explorar um procedimento baseado na soma ponderada, que permite avaliar vários aspectos que já estão implícitos no modelo conceitual. Por último, as decisões com implicações jurídicas devem basear-se numa avaliação OOAO da coerência ecológica da Rede Natura 2000.

4.5. Níveis de gestão e domínios espaciais

Uma vez formalizados os componentes da coerência e a forma de a avaliar, é necessário indicar como estes aspectos podem ser abordados a nível da gestão. Como se viu nos capítulos anteriores [2.3 Unidades espaciais de referência e domínios], a gestão atual da Rede Natura 2000 é realizada apenas através de instrumentos de gestão ao nível dos sítios. Inclui os objetivos e medidas para as THIC e EIC presentes, sem ter

em conta as relações que estes têm com o resto dos sítios que compõem a Rede Natura 2000 através das propriedades de coerência, nem com as THIC e EIC presentes na Região Biogeográfica e que não estão incluídos nos sítios da Rede Natura 2000.

A análise de cada uma das propriedades de coerência é efetuada, em primeiro lugar, ao nível da Região Biogeográfica. Por exemplo, a representatividade é uma das propriedades que foi considerada desde o início, uma vez que está incluída no Anexo III da Diretiva Habitats. No caso de Espanha, [Orella *et al.*, 1998] analisam em pormenor os critérios de representatividade utilizados tanto para a THIC como para o EIC na altura da criação da Rede Natura 2000.

Isto conduz ao primeiro nível da hierarquia de gestão: o instrumento de gestão do sítio, que é juridicamente vinculativo em Espanha. A integração das avaliações de representatividade individuais permite avaliar a singularidade de cada sítio no conjunto da Rede Natura 2000 para o domínio espacial correspondente. Além disso, para que esta avaliação seja completa, é necessária uma análise do resto das propriedades de coerência em todo o domínio espacial da Região Biogeográfica.

A etapa seguinte introduz a necessidade de instrumentos de gestão a níveis mais elevados, onde esta avaliação da representatividade e os outros parâmetros de coerência podem ser efetuados. Este nível superior é definido pela própria Diretiva Habitats e corresponde à região biogeográfica. A região biogeográfica é da responsabilidade da UE, através da Agência Europeia do Ambiente ou do Centro Temático Europeu sobre Biodiversidade [CTE/CNB], e deve, pelo menos, estabelecer os objetivos gerais para alcançar a coerência entre as cinco componentes. É igualmente crucial explorar as ligações com os planos de ação da THIC e EIC, como o que está atualmente a ser desenvolvido na região da Macaronésia para as florestas de laurissilva.

A necessidade deste nível é reforçada por condições climáticas em rápida mutação, o que exige redes de conservação dinâmicas que tenham em conta a resiliência e a conetividade e estabeleçam objetivos e medidas para melhorar estas propriedades em cada sítio da Rede Natura 2000 e para além dele. A estes dois níveis, Sítio e Região Biogeográfica, o instrumento de gestão correspondente deve incluir uma secção de diagnóstico que contenha uma análise de cada um dos parâmetros de coerência e, para a Região Biogeográfica, uma avaliação adicional da coerência nos termos definidos nas secções anteriores. O resultado deste diagnóstico deverá conduzir à

fixação de objetivos a atingir, em relação a cada uma das componentes da coerência, no período de vigência do instrumento de gestão, que seria conveniente fazer coincidir com os relatórios semestrais estabelecidos nas diretivas. Por sua vez, estes objetivos devem traduzir-se no desenvolvimento das medidas necessárias para os alcançar.

No entanto, em termos de análise da conetividade das THIC e EIC terrestres, numa região como a Macaronésia, constituída por ilhas vulcânicas oceânicas, faria sentido efetuar avaliações principalmente no domínio insular.

A avaliação de cada uma das cinco propriedades que compõem a coerência é aplicada a um domínio espacial e ao seu nível de gestão correspondente. No entanto, a coerência global exige níveis acima dos sítios, o que dependerá da organização político-administrativa de cada Estado-Membro e da forma como as responsabilidades de gestão são distribuídas a cada nível.

A gestão da Rede Natura 2000 em Espanha é da responsabilidade das Comunidades Autónomas, tendo algumas delas delegado a gestão dos sítios em administrações de menor hierarquia territorial, como é o caso das Ilhas Canárias, onde a responsabilidade pela gestão dos sítios da Rede Natura 2000 é dos Conselhos Insulares.

No entanto, a responsabilidade pela gestão dos habitats e espécies fora dos sítios não foi delegada nos Cabildos, pelo que continua a ser do Governo das Canárias, que também mantém a responsabilidade de comunicar o seu estado de conservação ao Ministério do Ambiente [atualmente MITERD].

A gestão e implementação da Rede Natura 2000 em Portugal Continental é da responsabilidade do Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, enquanto a gestão das áreas da Rede Natura 2000 existentes nas Regiões Autónomas dos Açores e da Madeira é da responsabilidade dos respetivos Governos Regionais.

A gestão dos sítios da Rede Natura 2000 na Região Autónoma da Madeira é da responsabilidade do Governo Regional, através do Instituto das Florestas e Conservação da Natureza, IP-RAM [IFCN IP-RAM]. A missão do instituto é promover a conservação da natureza e planejar e gerir de forma sustentável a biodiversidade terrestre e marinha, as paisagens, as florestas e os recursos associados. O IFCN, IP-RAM é a autoridade regio-

nal responsável pela gestão das áreas protegidas e dos sítios da Rede Natura 2000, tanto em terra como nas águas territoriais. Para o efeito, trabalha com uma variedade de parceiros que conhecem as realidades e os desafios regionais, incluindo outros organismos da administração pública, municípios, associações, ONG e outras autoridades.

Dada a diversidade de situações decorrentes da implementação da Rede Natura 2000 na Região Autónoma dos Açores e a necessidade de adotar um modelo de gestão baseado em critérios uniformizados que unifique as várias designações de áreas protegidas, optou-se por concentrar as competências numa unidade territorial insular ou numa zona marítima como unidades de gestão de base. Assim, o regime jurídico de classificação, gestão e administração das Áreas Protegidas da Região foi reformulado através de um Decreto Legislativo que estabelece o regime jurídico da conservação da natureza e da proteção da biodiversidade. Daqui resultou uma Rede de Áreas Protegidas dos Açores, onde estão integrados os sítios da Rede Natura 2000, com base na classificação da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), adaptada às particularidades geográficas, ambientais, culturais e político-administrativas do território do arquipélago dos Açores.

Esta distribuição de responsabilidades na gestão da Rede Natura 2000 leva-nos, no caso da Região Macaronésica, a acrescentar, entre estes dois níveis de gestão, outros níveis possíveis, marcados tanto pela organização político-administrativa [Estados-Membros e regiões/comunidades autónomas] como pela configuração geográfica [as ilhas]. Assim, poderiam ser considerados níveis como o do Estado [Espanha e Portugal], o da região/comunidade autónoma [Canárias, Madeira e Açores] e os diferentes níveis insulares, se necessário.

Em resumo, parece razoável, numa região biogeográfica arquipelágica, introduzir níveis de gestão que incluam o sítio, a ilha e a região biogeográfica. O nível político-administrativo só faz sentido do ponto de vista da organização das responsabilidades e não de uma perspetiva ecológica. Isto seria feito através da agregação dos níveis insulares, refletida num instrumento de gestão que reflita esta divisão administrativa, ou através de um instrumento de gestão ao nível do arquipélago, o que, no caso das Ilhas Canárias, faz sentido, uma vez que a responsabilidade pela

gestão dos sítios recai sobre as administrações insulares [cabildos].

É igualmente fundamental associar a Comissão Europeia ao desenvolvimento de instrumentos de gestão ao nível da Região Biogeográfica, analisar cada componente da coerência e definir objetivos específicos para esse domínio espacial. Em seguida, através da agregação, seriam estabelecidos objetivos aos níveis administrativos de gestão necessários: região/comunidade autónoma e Estado-Membro.

Um aspeto adicional proporcionado por este sistema hierárquico de gestão planificada é a necessidade de uma maior coordenação entre as administrações, pois só assim é possível desenvolver instrumentos de gestão que abranjam diferentes áreas administrativas.

A necessidade de um sistema de gestão planeado a vários níveis e hierarquizado [planeamento em cascata] para as áreas protegidas já foi avançada no documento Planeamento da gestão das áreas naturais protegidas [EUROPARC-Espanha, 2008], onde se salientava que os instrumentos de planeamento dos níveis superiores orientam e coordenam, mas não substituem, os planos dos níveis inferiores, e que os planos dos níveis inferiores, à medida que são desenvolvidos, permitem melhorar e matizar os objetivos dos planos superiores.

5. Dados geoespaciais necessários

A maioria das abordagens técnicas apresentadas nas secções anteriores utiliza significativamente dados geoespaciais e técnicas geomáticas. Esta é considerada a melhor forma de obter resultados objetivos, explícitos, repetíveis e atualizáveis. Os critérios dos peritos são sistematicamente integrados nos procedimentos, o que permite avaliar com exatidão o seu impacto. Os resultados assim obtidos podem ser considerados como um ponto de partida para a avaliação dos cenários de conservação correspondentes.

Este esquema metodológico só pode ser mantido se estiverem disponíveis alguns recursos geo-espaciais. Esta secção descreve alguns deles que, embora essenciais para o problema aqui abordado de avaliação da coerência da Rede Natura 2000, são igualmente úteis de uma forma mais geral para a gestão territorial dos sítios que a compõem.

5.1. Rede de parcelas de campo com inventários de espécies

Várias secções do presente documento mencionam a necessidade de utilizar dados de campo para obter informações essenciais sobre as THIC. Um exemplo é a determinação da Zona de Referência Favorável [ZRF] na secção 3.2.3, que é um parâmetro polivalente para a gestão da Rede Natura 2000 e que, neste caso em particular, é aplicado para estimar a redundância com que uma THIC está representada na rede. Um outro exemplo é o estudo de caso sobre a naturalidade e a monitorização das THIC nas Ilhas Canárias, que descreve uma rede de amostragem permanente para avaliar o grau de intervenção antropogénica e monitorizar o estado das THIC neste arquipélago.

Em geral, uma rede de amostragem permanente, constituída por parcelas que são visitadas ao longo do tempo, é um recurso essencial para a gestão da Rede Natura 2000. Um sistema deste tipo deve servir múltiplos objetivos e, por conseguinte, ter uma atividade de fundo sobre a qual podem ser realizadas campanhas específicas. Alguns dos objetivos de uma rede deste tipo incluem: compreender a composição das comunidades biológicas ligadas às variantes locais das THIC representadas; detetar variações nas condições bióticas [por exemplo, presença de espécies invasoras] ou abióticas [por exemplo, poluição] que possam ter impactos significativos na persistência dos ecossistemas a conservar; servir de pontos de controlo no solo para campanhas de observação aérea ou terrestre por teledeteção; e servir de suporte espacial para campanhas de amostragem de variáveis

ecológicas [por exemplo, biomassa e produção primária líquida].

A conceção da amostragem pode ser estratificada, na sequência de uma análise das principais fontes de variação ambiental e ecológica, e incluir parcelas dentro e fora da Rede Natura 2000. Isto permitiria um primeiro nível de monitorização, que consistiria em avaliar continuamente o desempenho da Rede Natura 2000, partindo do pressuposto de que o terreno deveria estar em melhores condições dentro do que fora dos sítios da rede.

As unidades espaciais de amostragem [UEA] devem ser coerentes com a resolução espacial de um ou mais sistemas de observação da Terra considerados para incorporação como complemento da rede de amostragem. Por exemplo, o Sentinel-2 é um candidato natural para fornecer dados, e a sua configuração espectral ótica inclui quatro bandas a 10 m, seis a 20 m e três a 60 m de resolução espacial. Por conseguinte, deste ponto de vista, as UEA devem ser constituídas por parcelas aninhadas cujo lado é múltiplo de 10 m. É o caso do sistema adotado

nas Ilhas Canárias, que é constituído por parcelas de 20 m de lado. É o caso do sistema adotado nas Ilhas Canárias, que é constituído por parcelas de 20 m de lado.

Esta dimensão é manejável para um equipa de campo e compatível com um sistema de georreferenciação que não exija a utilização de procedimentos GPS diferenciais [embora estes sejam sempre preferíveis]. As parcelas devem ser separadas por uma distância superior a um valor de autocorrelação espacial determinado por uma campanha anterior.

Os dados a registar nestas UEA devem ser objeto de um planeamento cuidadoso que ultrapassa o âmbito do presente documento. Seria provavelmente prático distinguir três categorias: uma única campanha [por exemplo, inventário completo de espécies de grupos e taxa selecionados, para determinar a AFR de forma aditiva]; campanhas regulares [por exemplo, dados de monitorização ambiental] e campanhas específicas [por exemplo, calibração de índices de vegetação com dados de biomassa ou de produção].

5.2. Distribuições observadas de habitats e espécies

Um atlas que mostre a distribuição das THIC e das EIC numa determinada zona de gestão da Rede Natura 2000 é, quase por definição, o principal sinal da identidade da Rede nesse território. Numa região arquipelágica como a Macaronésia, as áreas são, pelo menos, a de uma ilha e a de uma região biogeográfica. O objetivo final de um atlas deste tipo é mostrar onde ocorre a THIC ou a EIC.

Isto é importante por si só e, com uma monitorização adequada, é vital para indicar a saúde e a persistência da Rede Natura 2000 ao longo do tempo. Mas é também a variável dependente natural para a obtenção de modelos de distribuição preditivos, que têm aplicações em problemas tão diversos como a identificação de projetos de restauração, a avaliação de cenários de alterações climáticas, a aplicação de modelos de conetividade ou a estimativa da resiliência.

Por conseguinte, é necessário associar a resolução dos mapas de distribuição das THIC e EIC observados à resolução das variáveis de previsão

que podem ser utilizadas em exercícios de modelação. Por exemplo, as resoluções quilométricas permitirão a adaptação de modelos climáticos que respondam a mesoformas de relevo. No entanto, se o potencial preditivo da topografia for explorado, a resolução deve ser aumentada para decamétrica ou mesmo métrica. Naturalmente, isto depende dos objetivos da modelização, que são, por sua vez, condicionados pelo enquadramento geográfico e pela dimensão da área de estudo.

Sempre que possível, recomenda-se que as distribuições de habitats e espécies observadas estejam em formato digital e sigam normas reconhecidas de documentação e gestão. Aplicações como o ModestR [García-Roselló et al., 2013] podem ajudar nestes objetivos.

5.3. Variables climáticas

As variáveis bioclimáticas, descritas ao longo deste guia, são derivadas dos valores mensais de temperatura e precipitação para gerar variáveis mais significativas do ponto de vista biológico. Estas podem ser obtidas através de várias fórmulas [O'Donnell e Ignizio, 2012; Xu e Hutchinson, 2016], utilizando ferramentas como a função biovares [Hijmans *et al.*, 2011] ou simplesmente utilizando variáveis já geradas por outros autores.

Se as 19 variáveis bioclimáticas forem utilizadas, recomenda-se, da forma mais simples, a utilização das variáveis CHELSA [Karger *et al.*, 2017], uma vez que cobrem um período mais próximo do presente [1980-2010] do que outras bases de dados como a WorldClim [1970-2000].

No entanto, recomenda-se a geração destas variáveis com R [biovares, dismo], adaptando o período de tempo adequado.

É claro que a escala dos dados climáticos tem sido amplamente reconhecida na captação da heterogeneidade. Esta metodologia também é viável com base no microclima, o que é viável nas ilhas da região da Macaronésia, mas não a nível europeu ou mesmo peninsular. Existem vários modelos mecanicistas para estimar os microclimas [Maclean *et al.*, 2019]. Além disso, é importante prestar atenção às descontinuidades entre as variáveis climáticas compostas [Booth, 2022], ou seja, algumas variáveis 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

Quadro 3. São apresentadas diferentes fontes de dados climáticos para desenvolver as avaliações propostas ao longo do guia

5.4. Biblioteca de distribuições preditivas de habitats

Uma biblioteca de modelos de distribuição potencial de habitats prioritários poderia ser uma grande ajuda na análise da coerência da Rede Natura 2000, devido à sua excelente capacidade para identificar áreas desocupadas adequadas, otimizar a recuperação de habitats, avaliar cenários de alterações climáticas e parametrizar modelos de conectividade. Biblioteca significa um conjunto de modelos que foram previamente desenvolvidos ou que estão disponíveis para

serem executados. A biblioteca pode ser criada de três formas diferentes:

- Os habitats prioritários podem ser modelados segundo procedimentos normalizados [ver abaixo] e os seus resultados [sob a forma de imagens ou de objetos em linguagem estatística R] armazenados num repositório em linha disponível ao público ou a organizações com responsabilidades em

matéria de conservação da natureza. Este repositório fornece imagens e qualquer pessoa pode utilizá-las e interpretá-las, independentemente dos seus conhecimentos sobre modelos de nicho ecológico [também designados modelos de distribuição potencial de espécies]. Pelo contrário, se o repositório fornecer objetos R, o utilizador terá necessariamente de estar familiarizado com o ambiente R e com alguns pacotes com funções espaciais [por exemplo, terra] [Sillero et al., 2023], a fim de visualizar os objetos e extrair informações dos mesmos.

- Se for necessária uma maior flexibilidade na modelação dos habitats [por exemplo, uma combinação específica de variáveis ambientais], poderão ser utilizadas aplicações de modelação já desenvolvidas, como a wallace 2 [Kass et al., 2023]. Esta aplicação é escrita em R, utilizando o pacote Shiny, para criar a plataforma online. O website da wallace 2 guia o utilizador através do processo de modelação, que já integra procedimentos de modelação padrão, indicando os dados a introduzir e os parâmetros a selecionar. A aplicação é intuitiva e muito eficaz. O Wallace 2 apresenta os resultados básicos dos modelos. Também é possível utilizar outro software, como o ModestR [García-Roselló et al., 2013], que acompanha o utilizador durante a modelação e não requer conhecimentos informáticos. O utilizador necessitará de um mínimo de conhecimentos de modelação para poder utilizar qualquer plataforma online e interpretar os resultados
- Uma terceira opção poderia ser o desenvolvimento de uma aplicação própria que implementasse o processo de modelação de uma forma específica para os desejos e necessidades do projeto. Esta aplicação pode ser desenvolvida em linguagem R, através do pacote Shiny, ou no Google Earth Engine [GEE] [Gorelick et al., 2017]. Existem diferentes plataformas já disponíveis que podem servir de exemplo a seguir, como a wallace 2, mencionada no ponto anterior. Uma tal aplicação poderia integrar um único algoritmo [por exemplo Maxent] [Phillips et al., 2006, 2017] ou vários, pelo que o resultado final seria uma agregação [por exemplo, ensemble forecasting] [Araújo e New, 2007] de vários algoritmos [semel-

hante ao pacote biomod2] [Thuiller et al., 2009, 2003]. Neste caso, os conhecimentos necessários ao utilizador podem ser maiores ou menores em função do grau de automatização e de parametrização da aplicação. A aplicação pode exigir que o utilizador tenha uma maior ou menor influência na forma como os modelos devem ser calculados. Em qualquer caso, o utilizador deve ter sempre alguns conhecimentos de modelação de nichos ecológicos. O utilizador pode escolher o habitat pretendido, as variáveis ambientais mais adequadas, o algoritmo de modelação [ou vários] e definir os parâmetros mais essenciais. A aplicação forneceria o mapa com a distribuição potencial do habitat selecionado, juntamente com as curvas de resposta das variáveis ambientais e a contribuição de cada uma delas para o modelo.

Independentemente da solução escolhida, os modelos de nicho ecológico [Sillero, 2011] devem ser calculados de acordo com procedimentos normalizados [Sillero et al., 2021; Sillero e Barboza, 2021]. Estes procedimentos são geralmente divididos em quatro fases: recolha e preparação de dados, cálculo, validação e aplicação do modelo. De forma resumida:

1. Recolha e preparação de dados:

1.1. Compilação de dados sobre a ocorrência de espécies [neste caso, habitats] e variáveis ambientais Os dados de ocorrência podem ser obtidos através de trabalho de campo, registos de museus ou bases de dados existentes [analogicas ou digitais]. As variáveis ambientais devem estar relacionadas com a distribuição do habitat ou da espécie em questão, como a temperatura, a precipitação, a elevação, a utilização do solo, a vegetação potencial, o tipo de solo, as condições químicas do solo [pH], etc. É preferível que as variáveis representem limites importantes para as espécies a modelar. São estes tipos de variáveis ambientais, que marcam o grau de distribuição da espécie, que devem ser introduzidos nos modelos. A altitude também pode ser uma boa escolha, porque é um indicador de muitas outras variáveis ambientais, especialmente se a espécie tiver uma área de distribuição restrita. No entanto,

a elevação por si só pode não ser um fator limitante na distribuição da espécie. Não é possível definir um conjunto de variáveis a priori porque isso dependerá do habitat ou da espécie a modelar, das variáveis disponíveis na área de estudo e da correlação entre variáveis [ver secção 1.4]. Atualmente, existem muitos repositórios digitais que oferecem uma vasta gama de variáveis ambientais [Sillero et al., 2021]. O GEE [Gorelick et al., 2017] é uma boa opção, uma vez que compila todos os programas públicos de observação da Terra [Landsat, MODIS, Sentinel] e fornece as ferramentas analíticas necessárias. Por exemplo, já é possível calcular modelos de nicho ecológico com Maxent [Campos et al., 2023] ou Random Forest [Crego et al., 2022]. Existem mais repositórios de variáveis ambientais terrestres [WorldClim [Fick e Hijmans, 2017]; CHELSA [Karger et al., 2017; Kreft et al., 2017]; EuMedClim [Fréjaville e Garzón, 2018]] do que marinhos [Bio-oracle [Tyberghein et al., 2012]; Marspec [Sbrocco e Barber, 2013]].

1.2. Limpeza e pré-processamento dos dados de distribuição. Isto implica a eliminação de registos duplicados e a correção de erros espaciais [erros de coordenadas] e de outros erros [erros de identificação específica, erros de nome]. Alguns algoritmos apenas necessitam de dados que indiquem a presença da espécie, ou as condições de presença e amostragem disponíveis na zona de estudo [dados de *background*], ou dados de presença e ausência

1.3. Definição da forma e da extensão da zona de estudo. A definição da área de estudo não é fácil [Sillero et al., 2021]: é conveniente excluir as áreas dentro da área de estudo que têm características adequadas para a presença da espécie, mas que a espécie não pode alcançar. Recomenda-se a não utilização de fronteiras administrativas, desde que não correspondam a fronteiras biogeográficas. A utilização de regiões biogeográficas é a solução mais simples para definir a área de estudo. No caso das ilhas, a área de estudo pode muito bem ser toda a ilha, uma vez que funcionam como sistemas

fechados. A dimensão da área de estudo define o tipo de variáveis ambientais que podem ser introduzidas nos modelos. Para obter um modelo de nicho ecológico, é necessário um gradiente ambiental na área de estudo: quanto mais forte for o gradiente ambiental, mais fácil será modelar a distribuição da espécie. Isto significa que, ao modelar em áreas de estudo muito grandes, o gradiente ambiental será principalmente climático e, por conseguinte, as variáveis climáticas terão de ser introduzidas no modelo. No entanto, se a área de estudo for muito pequena, não haverá um gradiente climático [a temperatura será a mesma ou muito semelhante em toda a área de estudo], mas o gradiente ambiental corresponderá a outras variáveis ambientais, como a topografia ou a abundância de presas. Por conseguinte, a dimensão da área de estudo condiciona as variáveis preditoras

1.4. Seleção de variáveis ambientais. As variáveis com uma correlação mais elevada [normalmente superior a |0,7|] devem ser excluídas do processo. Além de calcular a correlação entre elas, recomenda-se medir o grau de colinearidade com o VIF – *Variable Inflation Factor*. O VIF nunca deve ser superior a 5.

2. Cálculo do modelo:

2.1. Partição de dados. As ocorrências de habitats devem ser divididas em dados de treino [para estimar o modelo] e dados de teste [para avaliar o modelo]. O rácio entre os dois conjuntos de dados é normalmente de 70/30%. Quanto menor for a dimensão da amostra dos dois grupos, mais semelhante deverá ser o rácio. No caso da utilização de dados de presenças e ausências, a partição é aplicada a ambos os grupos de registos com a mesma proporção.

2.2. Seleção do algoritmo de modelação correlativa. Como indicado acima, nem todos os algoritmos requerem os mesmos dados de distribuição [Sillero et al., 2021]:

2.2.1. Algoritmos apenas de presença, como o Bioclim [Booth et al., 2014] ou o Domain [Carpenter et al., 1993].

2.2.2. Algoritmos que utilizam dados de presença e de fundo, como o ENFA [Hirzel *et al.*, 2002] ou o Maxent [Phillips *et al.*, 2006, 2017]. Aqui é importante notar que os dados de fundo não são comparáveis a pseudo-ausências [ou seja, ausências criadas artificialmente], uma vez que são extraídos de toda a área de estudo [Guillera-Arroita *et al.*, 2014; Sillero e Barbosa, 2021].

2.2.3. Algoritmos que utilizam a presença e a ausência.

2.3. Calibração [cálculo] do modelo: O algoritmo selecionado calcula o modelo com os dados de treino e as variáveis ambientais. Isto implica o ajustamento dos parâmetros do modelo para maximizar a precisão da previsão. Cada algoritmo tem o seu próprio conjunto de parâmetros [Sillero *et al.*, 2021]. Como a partição dos dados de treino e de teste é efetuada de forma aleatória, é necessário replicar o modelo várias vezes [um mínimo de 10] para analisar o efeito da variabilidade da partição. O resultado da replicação dos modelos é o modelo médio e o seu desvio padrão. Também é possível calcular vários algoritmos para obter uma média final [*ensemble forecasting*] [Araújo e New, 2007].

3 Avaliação do modelo: O desempenho do modelo é avaliado com os dados de teste. As métricas de discriminação comuns incluem a Área Sob a Curva [*Area Under the Curve: AUC*] da curva *Receiver Operating Characteristics* [ROC] e a *True Skill Statistic* [TSS].

4. Aplicação do modelo: Sobreposição do modelo a outras fontes de dados ambientais para facilitar a interpretação.

A modelação de espécies é relativamente simples, mas a modelação de habitats não é o mesmo. Os modelos de nicho ecológico destinam-se inicialmente a modelar espécies [ou outros níveis taxonómicos] e não habitats [Sillero, 2011; Sillero *et al.*, 2021; Smith *et al.*, 2019]. Existem dezenas de milhares de exemplos de modelos de espécies [Anderson, 2012], mas modelos de habitat como os de Marquez Barraso *et al.* [2015] são muito menos comuns. De facto, estes modelos referem-se essencialmente a tipos de floresta definidos por algumas espécies, o que facilita a sua identifi-

cação como uma entidade distinta. Os modelos de nicho ecológico identificam os habitats que uma espécie prefere, mas não as condições ambientais preferidas pelo habitat: por outras palavras, os habitats, quando modelados, são tratados como se fossem uma espécie. No entanto, os habitats são fáceis de cartografar, porque podem ser facilmente reconhecidos [classificados] com imagens de satélite [Nagendra, 2001].

Para modelar as THIC com modelos de nicho ecológico, existem duas opções:

- Recolher dados ambientais nos locais onde existe a THIC em estudo. Neste caso, o modelo é calculado a partir de uma tabela em que as coordenadas das localizações não são necessárias. Tudo o que é necessário é a tabela com os dados sobre as variáveis ambientais para cada presença e ausência do habitat. O resultado não é espacial. Um mapa do modelo pode ser obtido se as variáveis ambientais incluídas no modelo existirem em formato digital. Assim, a fórmula do modelo pode ser aplicada aos rasters das variáveis ambientais.
- A partir de um mapa digital de polígonos da THIC em estudo, criar pontos aleatórios em cada polígono [apenas um ponto por pixel]. Uma vez obtidas as presenças de habitat, estas podem ser modeladas de forma tradicional com as ferramentas atualmente disponíveis [Sillero *et al.*, 2023].

6. APÊNDICE: dados atuais sobre os habitats terrestres da Macaronésia

De acordo com a última [Lista de Referência](#), datada de dezembro de 2022, a região da Macaronésia Terrestre da UE inclui 39 tipos de habitats de interesse comunitário [THIC]. Apenas doze delas estão representadas em ambos os Estados-Membros [Espanha e Portugal] e cinco encontram-se apenas nesta região **[Quadro A1]**.

O conjunto de 39 THIC distribui-se pelos seguintes grupos: habitats costeiros e vegetação halófita [9], dunas marítimas e interiores [3], habitats de água doce [5], charnecas e matos temperados [3], matos esclerófilos [1], formações herbáceas naturais e seminaturais [2], turfeiras e zonas pantanosas [4], habitats rochosos e grutas [5] e florestas [7]. Destes, 9 são considerados prioritários, 4 dos quais pertencem ao grupo das florestas. Existem 20 tipos em Espanha e 30 em Portugal, distribuídos pelos arquipélagos dos Açores e da Madeira.

Quadro A1 Lista dos tipos de habitats terrestres de interesse comunitário presentes na região macaronésica comunitária. A azul claro os habitats de interesse prioritário comuns aos dois Estados membros, a azul escuro os presentes nos três arquipélagos da Macaronésia e a negrito os exclusivos desta região. Recuperado de: EIONET *última versão atualizada em dezembro de 2022*.

Em seguida, descrevem-se os dados fornecidos pelos Estados-Membros participantes sobre a distribuição pormenorizada e a área de ocupação das diferentes THIC, quer sejam marinhas ou terrestres, presentes na região da Macaronésia **[Quadro A2]**. Este quadro não inclui as THIC 1140 e 7220, uma vez que, apesar de estarem ambas incluídas na última lista de referência, nenhum dos Estados-Membros que compõem a região da Macaronésia as incluiu no relatório do artigo 17º do último período de seis anos.

QUADRO A2. Distribuição e área de ocupação das THIC na Comunidade da Macaronésia.

Consultar a tabela no seguinte link: [link: https://trabajosdiseno.tragsatec.es/descargas/distribucionHCI.zip](https://trabajosdiseno.tragsatec.es/descargas/distribucionHCI.zip)

Em termos de superfície, as três zonas de interesse turístico comum com maior extensão nas Ilhas Canárias são: *9550 Pinhais endémicos das Canárias* [73 698,37 ha], *5330 Matagais termo-mediterrânicos e pré-estépicos* [57 198,53 ha] e *4050 Charnecas endémicas da Macaronésia* [*] [32 572,76 ha]. A Madeira dispõe de menos informações sobre os habitats terrestres. Com base nas informações fornecidas pelos representantes da região, os habitats terrestres que ocupam a maior área conhecida são: *9360 Laurissilvas macaronésicas* [*] [17 008 ha], *1250 Falésias com vegetação*

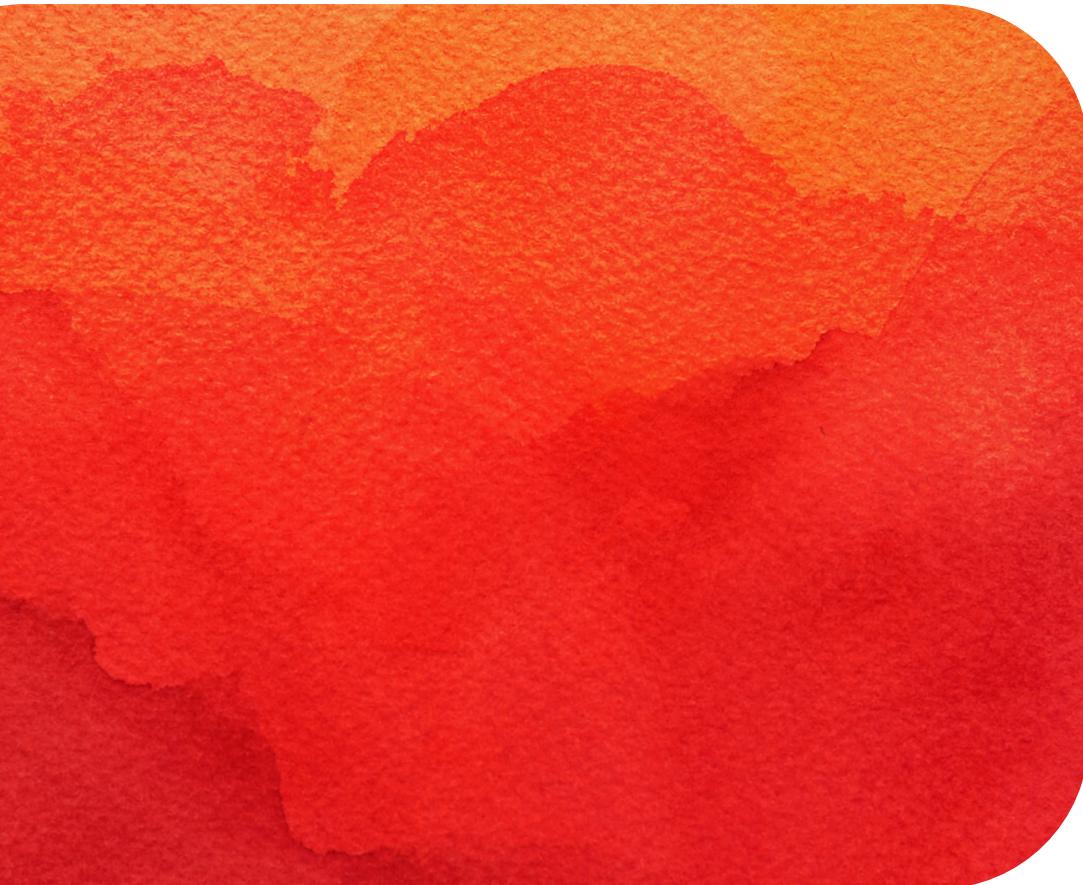
endémica das costas macaronésicas [12 000 ha] e 5330 *Matos termo-mediterrânicos e pré-estépicos* [8 400 ha]. Por último, nos Açores, os habitats mais extensos são: 4050 *Charnecas endémicas da Macaronésia* [*] [9 715,80 ha], 7130 *Turfeiras* [* para turfeiras ativas] [6 985,47 ha] e 9360 *Florestas laurissilva da Macaronésia* [*] [5 880,81 ha].

Relativamente aos habitats marinhos, só existem dados de área disponíveis para estes habitats nos Açores: 1170 *Recifes* [4 580 000 ha], 1160 *Grandes enseadas e baías pouco profundas* [610 000 ha] e 8330 *Grutas marinhas submersas ou semi-submersas* [76 000 ha]

No que respeita à superfície total por ilha, os dados recolhidos revelam alguns resultados interessantes. No arquipélago das Canárias, Tenerife tem o maior número de THIC [18], a maioria dos quais parcialmente protegidos pela Rede Natura 2000. Apenas 4090 *Charnecas oromediterrânicas endémicas com tojo* estão totalmente protegidas em sítios da Rede. A ilha das Canárias com a menor representação das THIC é La Graciosa [5], a mais pequena do arquipélago, com todas as THIC parcialmente protegidas ao abrigo da Rede Natura 2000.

No arquipélago madeirense, a ilha da Madeira é a que tem a maior representação de THIC, com um total de 11. Todos aqueles para os quais existem dados disponíveis têm proteção europeia parcial, exceto 2130 *Dunas costeiras fixas com vegetação herbácea* [dunas cinzentas] [*], 3130 *Águas estagnadas oligotróficas ou mesotróficas com vegetação de Littorelletea uniflorae e/ou Isoto-Nanojuncietea* e 3170 *Charcos temporários mediterrânicos* [*], todos eles incluídos na Rede Natura 2000. As ilhas Selvagens são o arquipélago com o menor número de zonas de interesse turístico comum, com apenas 3 zonas de interesse turístico comum totalmente protegidas pela Rede Natura 2000.

Nos Açores, as ilhas com maior representação são a Terceira e o Pico, com 26 THIC cada, enquanto a Graciosa e Santa Maria têm o menor número, 10 e 11, respectivamente. Em muitos casos, não foi possível recolher dados sobre a superfície das THIC fora e dentro dos sítios Natura 2000. Com base nos dados fornecidos, apenas as ilhas do Corvo, Flores, Terceira e S. Jorge protegeram, pelo menos parcialmente, todas as THIC nos sítios Natura 2000, e não há nenhum caso em todo o arquipélago dos Açores em que 100% de uma THIC esteja completamente protegida ao abrigo da Rede Natura 2000.



THIC	Description	Habitat group	Annex I priority	Presence		
				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>Sarcocometea 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 mesotrop-tHIC standing waters with vegetation of the <i>Littorelletea uniflorae</i> and/or of the <i>Isoë-to-Nanojuncetea</i>	Freshwater habitats		X		X
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

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-Veronica 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-Tamarice-tea</i> and <i>Securinegion tinctoriae</i>]	Forests		X	

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]. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191>

Albuquerque, F., Beier, P., 2015. Using abiotic variables to predict importance of sites for species representation. *Conserv. Biol.* 29, 1390–1400. <https://doi.org/10.1111/cobi.12520>

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. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06440.x>

Araújo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22, 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>

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. <https://doi.org/10.1016/J.SCITO-TENV.2021.147172>

Austin, M.P., Margules, C.R., 1986. Assessing representativeness, in: *Wildlife Conservation Evaluation*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 45–67. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4091-8_2

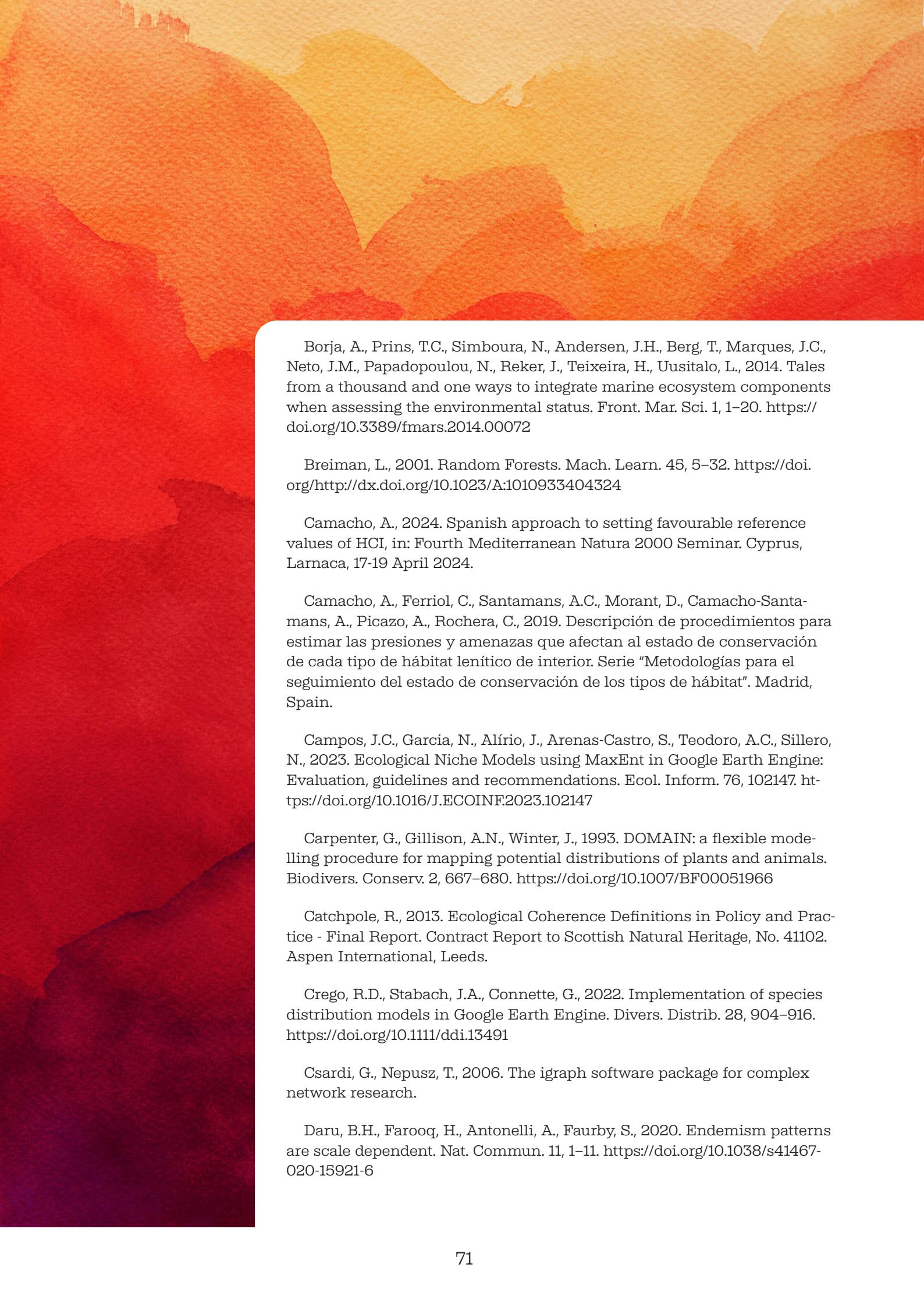
Belbin, L., 1987. The Use of Non-hierarchICal Allocation Methods for Clustering Large Sets of Data. *Aust. Comput. J.* 19.

Belbin, L., Collins, A., 2009. PATN Version 3.12 [WWW Document]. URL <http://www.patn.com.au/>

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. echnical 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. <https://doi.org/10.1111/aec.13234>

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. <https://doi.org/10.1111/ddi.12144>



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. <https://doi.org/10.3389/fmars.2014.00072>

Breiman, L., 2001. Random Forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1023/A:1010933404324>

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. <https://doi.org/10.1016/J.ECOINF.2023.102147>

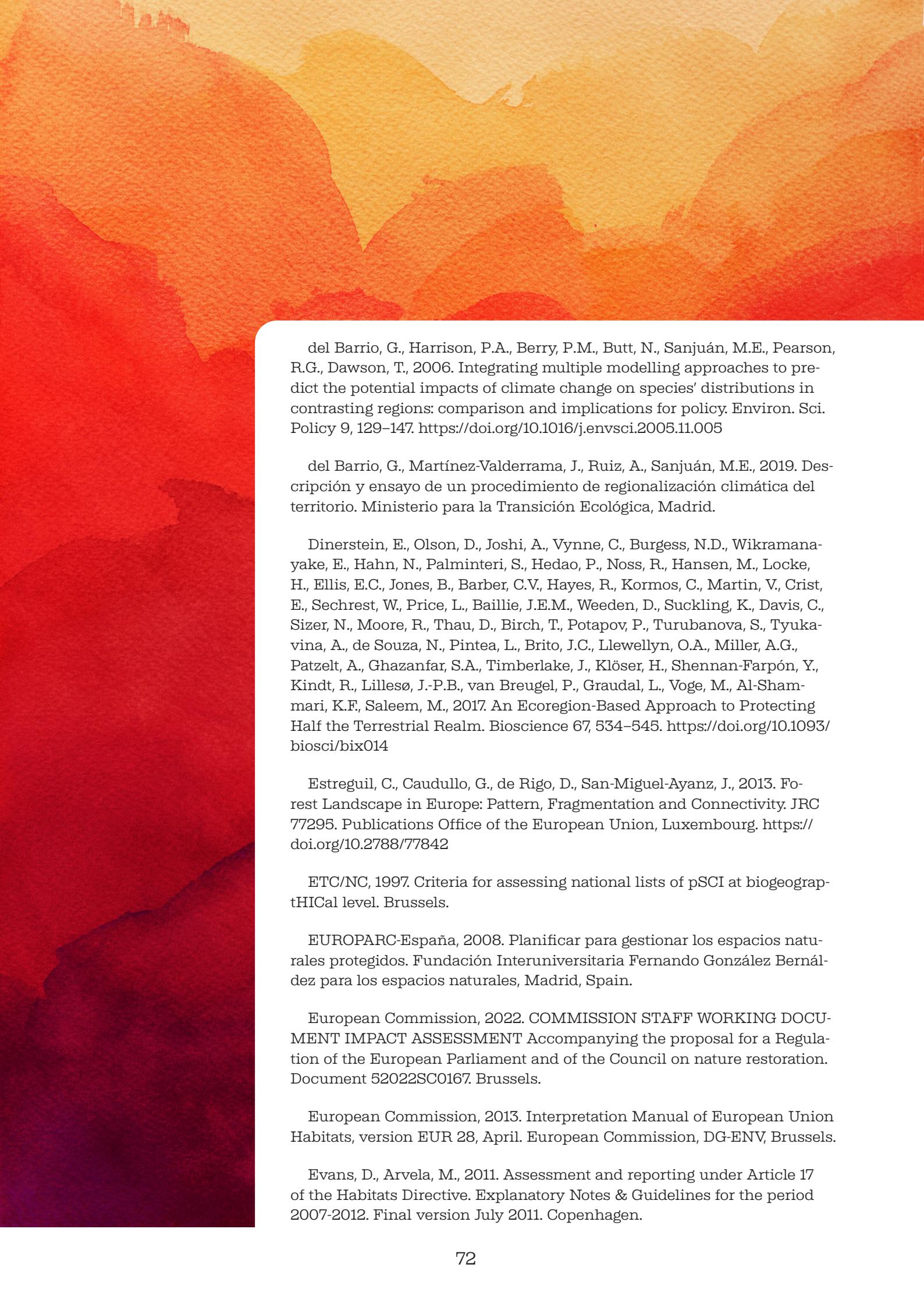
Carpenter, G., Gillison, A.N., Winter, J., 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodivers. Conserv.* 2, 667–680. <https://doi.org/10.1007/BF00051966>

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., Connnette, G., 2022. Implementation of species distribution models in Google Earth Engine. *Divers. Distrib.* 28, 904–916. <https://doi.org/10.1111/ddi.13491>

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. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15921-6>



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. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2005.11.005>

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. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>

Estreguil, C., Caudullo, G., de Rigo, D., San-Miguel-Ayanz, J., 2013. Forest Landscape in Europe: Pattern, Fragmentation and Connectivity. JRC 77295. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2788/77842>

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. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(03\)00044-3](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(03)00044-3)
- 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. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- 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. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00031>
- García-Roselló, E., Guisande, C., González-Dacosta, J., Heine, J., Pelayo-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. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00374.x>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- 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. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12252>
- Guisan, A., Thuiller, W., Zimmermann, N.E., 2017. Habitat Suitability and Distribution Models. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781139028271>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.01.005>
- 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. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- 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. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008273>

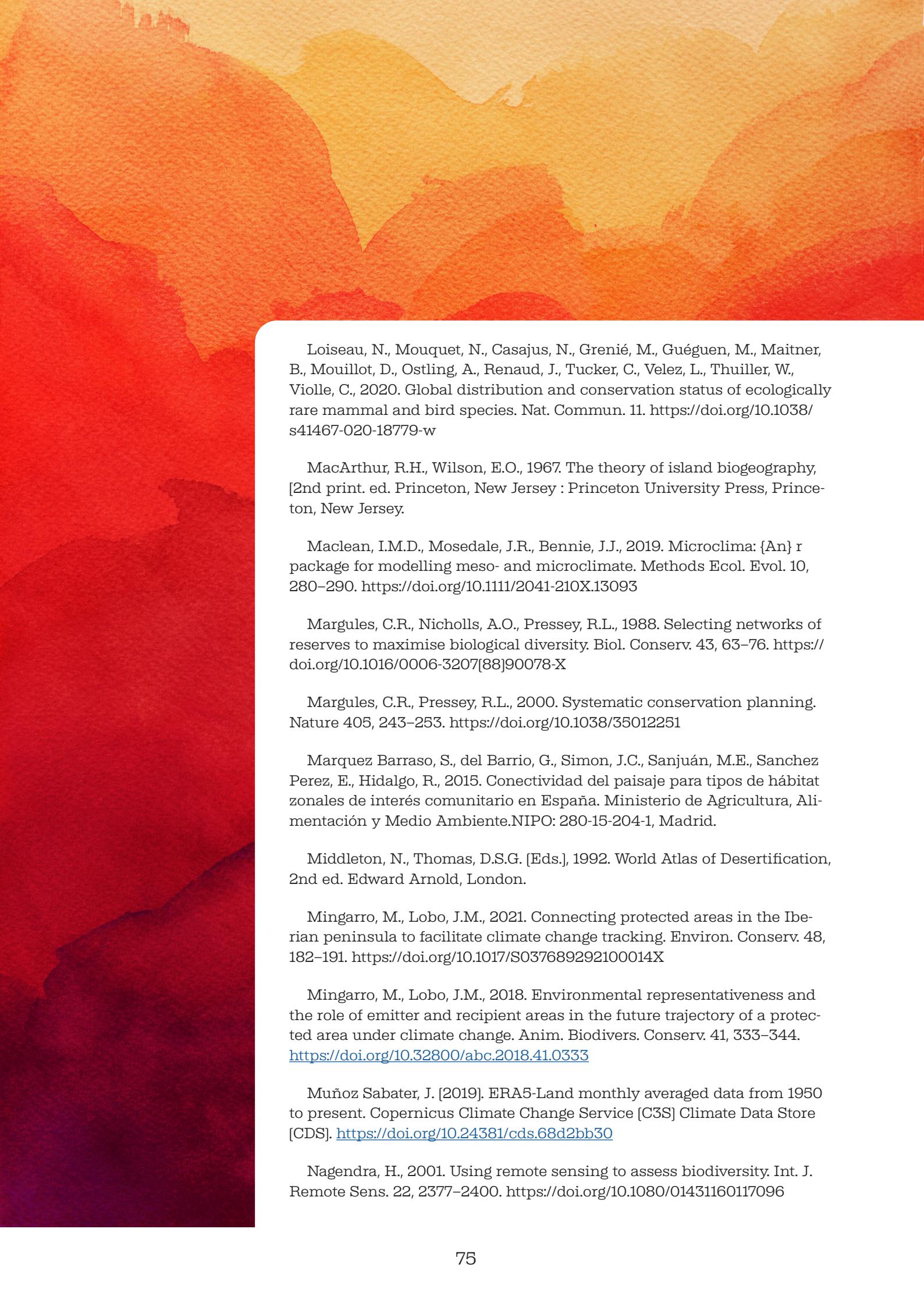
Karger, D.N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R.W., Zimmermann, N.E., Linder, H.P., Kessler, M., 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. Sci. Data 4, 1–20. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>

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. <https://doi.org/10.1111/ecog.06547>

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., Comín, 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. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062111>

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. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>



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. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18779-w>

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. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13093>

Margules, C.R., Nicholls, A.O., Pressey, R.L., 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biol. Conserv.* 43, 63–76. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90078-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90078-X)

Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>

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. <https://doi.org/10.1017/S037689292100014X>

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. <https://doi.org/10.32800/abc.2018.41.0333>

Muñoz Sabater, J. [2019]. ERA5-Land monthly averaged data from 1950 to present. Copernicus Climate Change Service [C3S] Climate Data Store [CDS]. <https://doi.org/10.24381/cds.68d2bb30>

Nagendra, H., 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *Int. J. Remote Sens.* 22, 2377–2400. <https://doi.org/10.1080/01431160117096>

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 Hacienda 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 hierarctHICal integration of climate and land-cover data. Ecography [Cop.] 27, 285–298. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03740.x>

Phillips, S.B., Aneja, V.P., Kang, D., Arya, S.P., 2006. Maximum entropy modeling of species geographHIC distributions. Ecol. Modell. 190, 231–259. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2005.03.026>

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. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>

Pressey, R.L., Nicholls, A.O., 1989. Efficiency in conservation evaluation: Scoring versus iterative approaches. Biol. Conserv. 50, 199–218. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90010-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90010-4)

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. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00120-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00120-4)

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. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\[2004\]054\[1092:GGAPRF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568[2004]054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2)

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.08.028>
- Rosenfeld, J.S., 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98, 156–162. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- Ruiz, Alberto, del Barrio, G., Sanjuán, M.E., 2011. A 1970-2010 archive of climate surfaces for the Iberian Peninsula [WWW Document]. URL <https://digital.csic.es/handle/10261/126572> [accessed 9.30.16].
- 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., Martínez, 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. <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/10575>
- Säterberg, T., Jonsson, T., Yearsley, J., Berg, S., Ebenman, B., 2019. A potential role for rare species in ecosystem dynamics. *Sci. Rep.* 9, 11107. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47541-6>
- Sbrocco, E.J., Barber, P.H., 2013. MARSPEC: ocean climate layers for marine spatial ecology. *Ecology* 94, 979–979. <https://doi.org/10.1890/12-1358.1>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.01.018>
- Sillero, N., Arenas-Castro, S., Enriquez Urzelai, U., Vale, C.G., Souza-Guedes, D., Martínez-Freiría, 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109671>

Sillero, N., Barbosa, A.M., 2021. Common mistakes in ecological niche models. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 35, 213–226. <https://doi.org/10.1080/13658816.2020.1798968>

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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110242>

Sims, N.C., Newnham, G.J., England, J.R., Guerschman, J., Cox, S.J.D., Roxburgh, S.H., Viscarra-Rosset, 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. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.10.012>

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* 68, 571. <https://doi.org/10.2307/3544927>

Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., Araújo, M.B., 2009. BIOMOD - A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* [Cop.]. 32, 369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>

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. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00033.x>

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. <https://doi.org/10.1111/ecog.02880>

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. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x>

Venter, O., Fuller, R.A., Segar, 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. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001891>

Walker, B., 1995. Conserving Biological Diversity through Ecosystem Resilience. *Conserv. Biol.* 9, 747–752. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09040747.x>

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. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(93\)90022-T](https://doi.org/10.1016/0169-555X(93)90022-T)

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



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO