



Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN

Versión 13
(Marzo de 2017)

**Preparado por el Subcomité de Estándares y Peticiones de la Comisión
de Supervivencia de Especies de la UICN.**

Referencia bibliográfica: Subcomité de Estándares y Peticiones de la UICN. 2017.
Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 13.
Preparado por el Subcomité de Estándares y Peticiones. Disponible en
<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

[Trad. Amalia de Klemm (2014) y José Javier Torres Rodríguez (2017). Directrices para
el uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 13.]

Las *Directrices para el uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN* se actualizan regularmente. Todas las versiones en idiomas distintos del inglés preparadas por la UICN estarán disponibles a la mayor celeridad una vez publicada la versión actualizada en inglés. Sin embargo, debido a la limitación de recursos disponibles para traducciones, la publicación de las versiones actualizadas en idiomas distintos del inglés siempre se producirá con retraso.

Para saber si la versión en inglés de las presentes directrices ha sido actualizada, consulte la página web de la Lista Roja de la UICN (<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>). Si hay disponible una versión actualizada de las directrices, consulte el Apartado 14 (Apéndice) de la versión en inglés para ver un resumen de los cambios realizados.

Índice

1. INTRODUCCIÓN.....	6
2. BREVE PRESENTACIÓN DE LAS CATEGORÍAS Y CRITERIOS DE LA LISTA ROJA.....	6
2.1 NIVEL TAXONÓMICO Y ALCANCE DEL PROCESO DE CATEGORIZACIÓN.....	6
2.1.1 Escala taxonómica de categorización.....	6
2.1.2 Escala de categorización geográfica.....	9
2.1.3 Taxones introducidos y subpoblaciones.....	9
2.1.4 Subpoblaciones gestionadas.....	10
2.2 NATURALEZA DE LAS CATEGORÍAS.....	11
2.2.1 Cambio de categoría.....	14
2.3 NATURALEZA DE LOS CRITERIOS.....	17
2.3.1 Los umbrales cuantitativos.....	21
2.4 PRIORIDADES Y ACCIONES DE CONSERVACIÓN.....	22
2.5 DOCUMENTACIÓN.....	23
3. CALIDAD DE LOS DATOS.....	23
3.1 DISPONIBILIDAD DE DATOS, INFERENCIA, SOSPECHA Y PROYECCIÓN.....	23
3.2 INCERTIDUMBRE.....	25
3.2.1 Tipos de incertidumbre.....	25
3.2.2 La representación de la incertidumbre.....	26
3.2.3 Tolerancia a la discrepancia y tolerancia al riesgo.....	26
3.2.4 Cómo manejar la incertidumbre.....	27
3.2.5 La documentación de la incertidumbre y la interpretación de las clasificaciones.....	27
3.2.6 La incertidumbre y la aplicación de las categorías Datos Insuficientes y Casi Amenazado.....	27
4. DEFINICIONES DE LOS TÉRMINOS UTILIZADOS EN LOS CRITERIOS Y SU CÁLCULO	28
4.1 POBLACIÓN Y TAMAÑO POBLACIONAL (CRITERIOS A, C Y D).....	28
4.2 SUBPOBLACIONES (CRITERIOS B Y C).....	28
4.3 INDIVIDUOS MADUROS (CRITERIOS A, B, C Y D).....	29
4.3.1 Observaciones sobre la definición de individuo maduro.....	29
4.3.2 Organismos coloniales o modulares, como corales, algas, briófitas, hongos y numerosas plantas vasculares.....	30
4.3.3 Peces.....	32
4.3.4 Organismos que cambian de sexo.....	32
4.3.5 Árboles.....	32
4.4 GENERACIÓN (CRITERIOS A, C1 Y E).....	33
4.5 REDUCCIÓN (CRITERIO A).....	36
4.5.1 Cálculo de la reducción poblacional mediante métodos estadísticos.....	36
4.5.2 Cálculo de la reducción poblacional mediante modelos poblacionales.....	42
4.5.3 Taxones con subpoblaciones múltiples o ampliamente distribuidas.....	43
Estimación de la reducción total.....	44
Cómo manejar la incertidumbre.....	47
4.6 DISMINUCIÓN CONTINUA (CRITERIOS B Y C).....	49
4.7 FLUCTUACIONES EXTREMAS (CRITERIOS B Y C2).....	51
4.8 SEVERAMENTE FRAGMENTADA (CRITERIO B).....	54
4.9 EXTENSIÓN DE PRESENCIA (CRITERIOS A Y B).....	56
4.10 ÁREA DE OCUPACIÓN (CRITERIOS A, B Y D).....	59
4.10.1 Problemas de escala.....	60
4.10.2 Métodos de estimación de la AOO.....	61
4.10.3 La escala apropiada.....	61
4.10.4 Relaciones escala-área.....	61
4.10.5 Factores de corrección de escala.....	62
4.10.6 Hábitat “lineal”.....	65
4.10.7 La AOO y EOO basada en modelos y mapas de hábitats.....	65
4.10.8 Efecto del esfuerzo de muestreo y detectabilidad sobre las estimaciones de AOO.....	67

4.10.9	Complementariedad de AOO, EOO y número de localidades	68
4.11	LOCALIDAD (CRITERIOS B Y D)	69
4.12	ANÁLISIS CUANTITATIVO (CRITERIO E)	70
5.	CÓMO APLICAR EL CRITERIO A.....	70
5.1	LA BASE DE LAS REDUCCIONES	72
5.2	EL USO DE TIEMPOS MÁXIMOS Y MÍNIMOS EN EL CRITERIO A	74
5.3	CÓMO APLICAR EL CRITERIO A4	75
5.4	REDUCCIÓN SEGUIDA DE INCREMENTO O ESTABILIZACIÓN A CORTO PLAZO: EL EFECTO “TRAMPOLÍN DE ESQUÍ”	75
5.5	REDUCCIÓN HISTÓRICA SEGUIDA DE UNA ESTABILIZACIÓN A LARGO PLAZO: POBLACIONES SERIAMENTE DIEZMADAS	76
5.6	PESCA.....	77
5.6.1	Gestión de pesquerías y riesgo de extinción	77
5.6.2	Aspectos técnicos de la utilización del criterio A para las pesquerías	78
5.7	TAXONES LONGEVOS	78
5.8	RELACIÓN ENTRE PÉRDIDA DE HÁBITAT Y REDUCCIÓN DE LA POBLACIÓN	78
6.	CÓMO APLICAR EL CRITERIO B.....	79
7.	CÓMO APLICAR EL CRITERIO C.....	80
8.	CÓMO APLICAR EL CRITERIO D.....	81
8.1	TAXONES A LOS QUE SÓLO SE CONOCE POR LA LOCALIDAD TIPO	82
8.2	EJEMPLO DE APLICACIÓN DEL CRITERIO D.....	82
8.3	EJEMPLO DE APLICACIÓN DEL CRITERIO D2.....	83
9.	CÓMO APLICAR EL CRITERIO E.....	83
9.1	¿QUÉ ES LA EXTINCIÓN?.....	83
9.2	¿QUÉ MÉTODO SE PUEDE UTILIZAR?	84
9.3	¿HAY DATOS SUFICIENTES?	85
9.4	COMPONENTES Y PARÁMETROS DEL MODELO.....	85
9.4.1	Densodependencia	85
9.4.2	Variabilidad temporal.....	86
9.4.3	Variabilidad espacial.....	86
9.5	CÓMO INCORPORAR LA INCERTIDUMBRE	87
9.6	REQUISITOS DE DOCUMENTACIÓN	87
10.	CÓMO APLICAR LAS CATEGORÍAS DD, NT Y NE.....	87
10.1	CUÁNDO UTILIZAR LA CATEGORÍA CASI AMENAZADO	87
10.2	NO EVALUADO Y DATOS INSUFICIENTES	89
10.3	CUÁNDO UTILIZAR LA CATEGORÍA DATOS INSUFICIENTES	89
10.4	CUÁNDO NO UTILIZAR DATOS INSUFICIENTES	91
11.	CÓMO APLICAR LAS CATEGORÍAS DE EXTINCIÓN Y SUS CORRESPONDIENTES MENCIONES.....	92
11.1	LAS CATEGORÍAS EXTINTO (EX Y EW)	92
11.2	APLICACIÓN DE LA MENCIÓN “POSIBLEMENTE EXTINTO” A TAXONES EN PELIGRO CRÍTICO	93
11.2.1	Cómo identificar a las especies «Posiblemente extintas»	93
11.2.2	Ejemplos de especies En Peligro Crítico (Posiblemente Extintas)	95
12.	ORIENTACIONES RELATIVAS A LOS PROCESOS AMENAZANTES.....	97
12.1	EL CAMBIO CLIMÁTICO GLOBAL	97
12.1.1	Horizonte temporal	98
12.1.2	Pasos sugeridos para la aplicación de los criterios con arreglo al cambio climático	99
12.1.3	Mecanismos.....	100
12.1.4	Distribución muy restrictiva y plausibilidad e inmediatez de la amenaza (VU D2)	103
12.1.5	Definición de “Localidad” en relación con el cambio climático (B1, B2, D2)	104
12.1.6	Fragmentación grave (B1, B2, C1 and C2)	106
12.1.7	Fluctuaciones extremas (B1, B2, C1 and C2).....	107
12.1.8	Inferencia de reducción poblacional y disminución continua (A3, A4, B1, B2, C2).....	107
12.1.9	Inferencia de reducciones a partir de modelos bioclimáticos (A3, A4)	107
12.1.10	Inferencia de reducciones a partir de cambios demográficos.....	108

12.1.11	<i>Estimación cuantitativa del riesgo de extinción con modelos de hábitat y población acoplados (E)</i>	110
12.1.12	<i>Utilización de modelos bioclimáticos.....</i>	110
13.	REFERENCIAS	115
14.	APÉNDICE: RESUMEN DE CAMBIOS EN LAS DIRECTRICES.....	122

1. Introducción

Las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN se publicaron por primera vez en 1994, tras seis años de investigación y amplias consultas (UICN 1994). Este documento se concibió con el propósito de mejorar la objetividad y la transparencia en la evaluación del estado de conservación de las especies y, con ello, de aumentar su coherencia y su comprensión por parte de los usuarios. Las categorías y criterios de 1994 se aplicaron a un gran número de especies cuando, en 1996, se elaboró la Lista Roja de Animales Amenazados. La evaluación de numerosas especies para la Lista Roja de 1996 llamó la atención sobre la existencia de ciertas dificultades, hecho que, a su vez, indujo a la UICN a emprender una revisión de las categorías y criterios de 1994 que se realizó entre los años 1998 y 1999. Dicho proceso de revisión culminó satisfactoriamente, y como consecuencia del mismo se publicaron las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN (versión 3.1) (UICN 2001, 2012b).

El presente documento tiene por objeto proporcionar una serie de directrices para aplicar la versión 3.1 de las categorías y criterios; al hacerlo, además, aborda muchos de los problemas surgidos durante el proceso de revisión de las categorías y criterios de 1994. El documento explica cómo deberían aplicarse los criterios para determinar si un taxón pertenece o no a una categoría de amenaza, y se presentan ejemplos referidos a diversos grupos taxonómicos para ilustrar la aplicación de dichos criterios. Las presentes directrices, por otra parte, contienen explicaciones detalladas sobre las definiciones de los numerosos términos empleados en los criterios. Este material debe utilizarse conjuntamente con la edición oficial de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN (UICN 2001, 2012b).

Es nuestra intención revisar y actualizar periódicamente las presentes directrices, por lo que estamos abiertos a todos los comentarios que al respecto deseen plantear los usuarios de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. En particular, agradeceríamos a todos los grupos de especialistas de la UICN y a todas las autoridades de la Lista Roja que nos remitieran ejemplos ilustrativos de las presentes directrices. Suponemos que los cambios que puedan introducirse en ellas consistirán básicamente en la adición de detalles y no en modificaciones sustantivas. Además, no está previsto que los Criterios de la Lista Roja vuelvan a revisarse en un futuro próximo, dado que es necesario contar con un sistema estable que permita efectuar comparaciones a lo largo del tiempo.

2. Breve presentación de las Categorías y Criterios de la Lista Roja

2.1 Nivel taxonómico y alcance del proceso de categorización

2.1.1 Escala taxonómica de categorización

Los criterios pueden aplicarse a cualquier unidad taxonómica a nivel de especie o inferior. En las presentes directrices, el término *taxón* (y, en plural, *taxones*) se refiere a especies o a cualquier nivel taxonómico inferior, incluidas aquellas formas que todavía no están totalmente descritas. La gama de criterios es lo suficientemente amplia como para posibilitar la adecuada categorización de los taxones de todo el espectro taxonómico, con excepción de

los microorganismos. Al presentar los resultados de la aplicación de los criterios, es preciso especificar la unidad taxonómica utilizada (especie, subespecie, etc.). Cabe observar que en la Lista Roja de la UICN NO se incluyen taxones inferiores a la variedad (p. ej., forma, morfo, cultivar), salvo en el caso de las evaluaciones de subpoblaciones. Para poder incorporar a la Lista una evaluación de taxones situados por debajo del nivel de la especie (subespecie, variedad o subpoblación), es preciso efectuar previamente una evaluación de la totalidad de la especie.

Subpoblaciones: Si una subpoblación evaluada conforme a los criterios no está aislada (es decir, si puede existir un intercambio de individuos con otras subpoblaciones), las evaluaciones de la misma deben adecuarse a las directrices regionales (UICN 2003, 2012a). Además, debe tratarse de una subpoblación biológica, es decir que no debe estar definida por fronteras políticas o nacionales. Si bien las directrices regionales, en principio, pueden aplicarse a cualquier escala geográfica, recomendamos no utilizarlas en zonas geográficas muy restringidas. Cuanto más pequeña sea una subpoblación en proporción a la población total de la especie, mayor será la probabilidad de que dicha subpoblación intercambie individuos con otras subpoblaciones, y ello haría menos fiable la evaluación del riesgo de extinción en base a los criterios (UICN 2003, 2012a). Véase, asimismo, más adelante, el apartado *Escala geográfica de categorización*.

Especies de reciente descripción: La inclusión de especies de reciente descripción en la Lista Roja de la UICN debe estudiarse caso por caso. La autoridad designada de la Lista Roja y/o el equipo del Programa Global de Especies de la UICN (incluido el personal de instituciones asociadas que trabajan en proyectos de Evaluación Global de Especies) consultarán a los expertos necesarios para saber cuál es el grado de aceptación de dichos taxones.

Especies no descritas: Por regla general, hay que evitar incluir en la Lista Roja especies no descritas, aunque en circunstancias excepcionales puede admitirse dicha inclusión. Debe existir un beneficio manifiesto para la conservación que justifique la inclusión de este tipo de especies, o, en el caso de proyectos de evaluación integral de un grupo taxonómico, las especies no descritas que estén clasificadas en las categorías de Preocupación Menor (LC) o Datos Insuficientes (DD) podrán incluirse únicamente si existen pruebas concluyentes de que se está trabajando en la descripción de la especie concernida y que la nueva especie será ampliamente aceptada. La descripción de la nueva especie debe publicarse en un plazo de cuatro años a contar desde la fecha de inclusión de dicha especie en la Lista Roja de la UICN; si, transcurrido dicho plazo, todavía no se ha publicado o no está en prensa, la evaluación se retirará de la Lista. Para que una especie no descrita pueda ser incluida en la Lista Roja, deben cumplirse las siguientes condiciones:

- Debe existir un consenso generalizado de que la forma no descrita es una especie claramente circunscrita.
- Debe haber indicaciones claras de que se está trabajando en la descripción de la especie (p. ej., un manuscrito en preparación o un artículo con la nueva descripción ya presentado para su publicación).
- Debe aportarse información clara sobre su distribución.
- La inclusión en la Lista Roja de la especie no descrita debe contribuir potencialmente a su conservación.
- Se deben indicar los números de referencia de los especímenes (datos de la colección de referencia) para posibilitar un seguimiento de la especie sin que se produzcan confusiones.

- Debe identificarse al museo, herbario u otra institución en que esté depositada la colección o colecciones, así como a la(s) persona(s) responsable(s) de la propuesta.
- En ocasiones, las especies no descritas tienen un nombre común de uso local; cuando esto ocurra, es necesario indicarlo. De no existir dicho nombre común, tendrá que crearse uno nuevo que sea lo bastante reconocible como para señalar claramente la identidad del taxón, sin que ello implique nada en cuanto a su validez científica.

Para presentar en la Lista Roja de la UICN una especie no descrita se utilizará el nombre genérico y la abreviatura *sp.* o *sp. nov.*, seguida en algunos casos de un nombre provisional entrecomillado (p. ej., *Philautus sp. nov.* “Kalpatta”). También es necesario proveer información sobre la colección de referencia (nombre del colector, número de especímenes e institución en la que está depositada), de forma que se pueda citar en la sección de “Notas taxonómicas” de la ficha de la especie en la página web de la Lista Roja. En ciertos casos puede haber razones legítimas para omitir los datos de la colección de referencia. Si así lo indica y justifica claramente el evaluador concernido, la información relativa a la colección de referencia no aparecerá en la versión pública de la ficha de esa especie. En este caso, sin embargo, deben igualmente proporcionarse los datos de la colección para que se acepte la evaluación, pero la información se tratará con carácter confidencial.

Las especies no descritas que se hayan clasificado en las categorías de Preocupación Menor (LC) o Datos Insuficientes (DD) no se incluyen en la Lista Roja de la UICN, dado que ello aporta escasas ventajas desde el punto de vista de la conservación.

Los taxones infraespecíficos no descritos no figurarán en la Lista Roja de la UICN.

En resumen, podrán incluirse en la Lista Roja de la UICN evaluaciones de los siguientes taxones:

- Especies
- Subespecies
- Variedades (sólo plantas)
- Subpoblaciones (siempre y cuando se cumplan las condiciones anteriormente indicadas)
- Especies no descritas (siempre y cuando se cumplan las condiciones anteriormente indicadas, y sólo si no están clasificadas como LC o DD).

NO podrán incluirse en la Lista Roja evaluaciones de los siguientes taxones:

- Los taxones evaluados a escala local, nacional o regional no se tomarán en consideración con vistas a su posible inclusión en la Lista Roja, excepto si se trata de evaluaciones globales o de subpoblaciones (véase, más arriba, el apartado “Subpoblaciones”, así como el [apartado 2.1.2](#)).
- Los híbridos (excepto los híbridos apomícticos que son considerados como “especies”).
- Los rangos infraespecíficos: formas, morfos, subvariedades, variedades de subespecies, cultivares, etc.
- Los taxones domésticos (si un taxón comprende individuos domésticos y silvestres, únicamente se podrá evaluar e incluir a la población silvestre; en la Lista Roja no deben incluirse animales asilvestrados de origen doméstico).
- Los taxones que, según la información disponible, se extinguieron antes del año 1500 d. C.

- Las especies no descritas que se evalúen como pertenecientes a las categorías de Datos Insuficientes o Preocupación Menor (salvo en el caso de que se realice una evaluación global completa de un grupo taxonómico; véase más arriba).
- Los taxones infraespecíficos no descritos
- Las evaluaciones de taxones superiores (es decir, superiores al nivel de la especie).

2.1.2 Escala de categorización geográfica

Los criterios de la UICN han sido ideados para realizar evaluaciones de taxones a escala mundial. Pese a ello, existe un interés incuestionable por aplicarlos a subconjuntos de datos globales, especialmente a nivel regional, nacional o local; para hacerlo, es importante consultar las directrices elaboradas por el Grupo de Trabajo sobre Aplicación Regional de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN (p. ej., Gardenfors *et al.* 2001; UICN 2003, 2012a; Miller *et al.* 2007). Cuando queramos utilizarlos a escala nacional o regional, debemos tener en cuenta que, para un taxón dado, la categoría mundial en la que se lo clasifica no coincide forzosamente con la categoría nacional o regional. Por ejemplo: un taxón clasificado en la categoría Preocupación Menor a escala mundial puede encontrarse En Peligro Crítico en una región específica donde es numéricamente muy escaso o está en declive, quizá por el mero hecho de que esa región se halla en el límite exterior de su área de distribución mundial. Y a la inversa: un taxón clasificado como Vulnerable a causa del declive que experimenta a nivel mundial en cuanto a número de individuos o área de distribución podría, en una región donde sus poblaciones se mantienen estables, no cumplir los criterios de Vulnerable ni aproximarse a sus umbrales y situarse, por tanto, en la categoría Preocupación Menor. Aunque esto pueda parecer ilógico, tiene su origen en la estructura de los criterios. Cuando se produce una situación de estas características, cabe considerar cuidadosamente las subunidades al planificar acciones de conservación.

Aunque los criterios (junto con las directrices regionales; UICN 2012a) pueden aplicarse a escala geográfica, no se aconseja su aplicación dentro de zonas geográficas muy restringidas (UICN 2012a). En una región pequeña, el taxón con una amplia área de distribución intercambiará con frecuencia individuos con las regiones vecinas, lo que se traducirá en evaluaciones poco fiables (UICN 2012a).

También es importante tener en cuenta que, en cualquier aplicación de los criterios a escala regional o nacional, la evaluación de los taxones endémicos de dicha región o nación será de tipo global. En estos casos se debe tener mucho cuidado de que no se haya realizado ya una evaluación global por una Autoridad de la Lista Roja (ALR) de la CSE de la UICN y de que la categorización final sea acordada con la ALR correspondiente. Para obtener más detalles, consulte las directrices regionales (UICN 2003 2012a).

2.1.3 Taxones introducidos y subpoblaciones

Además de las subpoblaciones silvestres (véase el [apartado 2.1.4](#)) dentro del área de distribución natural de un taxón, el proceso de categorización también deberá aplicarse a subpoblaciones silvestres resultantes de introducciones fuera del área de distribución natural, en el caso de que se cumpla la totalidad de las condiciones siguientes:

- a) La intención conocida o probable de la introducción del taxón era reducir el riesgo de su extinción. En los casos en que la intención no es clara, los evaluadores deberían examinar la evidencia disponible para determinar la intención más probable.

- b) La subpoblación introducida es geográficamente cercana al área de distribución natural del taxón. Lo que se considera suficientemente cercano desde el punto de vista geográfico deberá ser establecido por el evaluador, teniendo en cuenta factores como el alcance del área de distribución natural, la naturaleza del paisaje que separa el área de distribución natural de la introducida, y si el taxón podría haberse dispersado en el área de distribución introducida sin los efectos de las repercusiones humanas como la pérdida y fragmentación de hábitats. Por ejemplo, una subpoblación introducida en un continente lejano del área de distribución natural no sería elegible. En cambio, la mayoría de las subpoblaciones introducidas en la misma ecorregión que el área de distribución natural sí es elegible.
- c) La subpoblación introducida ha producido descendencia fértil.
- d) Al menos han transcurrido cinco años desde la introducción.

En los casos en que dichas subpoblaciones introducidas se incluyen en la evaluación, los evaluadores deben especificar y justificar su inclusión en la documentación de soporte a la evaluación.

En algunos casos, los taxones han ampliado satisfactoriamente sus áreas de distribución natural hasta áreas urbanas o semiurbanas, como por ejemplo los primates, el zorro y algunas aves. En estos casos, las áreas urbanas deben considerarse parte del área de distribución natural, ya que los taxones no han sido introducidos.

Además de los taxones de sus áreas de distribución natural y las subpoblaciones resultantes de introducciones ajenas al área de distribución natural del taxón que cumplen las condiciones anteriores (también denominadas "introducciones benignas"), los criterios deberían también aplicarse a subpoblaciones trasladadas autosostenibles o reintroducidas (dentro del área de distribución natural del taxón), con independencia del objetivo original de dichos desplazamientos o reintroducciones. En esos casos, la lista debe indicar si se ha introducido total o parcialmente la población evaluada.

2.1.4 Subpoblaciones gestionadas

La evaluación de la Lista Roja de la UICN solo debería aplicarse a poblaciones silvestres. Existe una continuidad en las intensidades de gestión, desde poblaciones cautivas en zoológicos, acuarios y jardines botánicos a poblaciones que no se benefician de ninguna medida de conservación. Resulta evidente que las poblaciones cautivas no se consideran "silvestres" y quedarían excluidas de una evaluación de la Lista Roja (es decir, los datos de dichas poblaciones no se tienen en cuenta al determinar el estado de las especies, excepto EW). Por otro lado, las subpoblaciones de muchas especies dependen de las medidas de conservación (como las áreas protegidas) mayormente encaminadas a mitigar las repercusiones humanas. Por lo general, dichas subpoblaciones son consideradas "silvestres", y sus datos se utilizan en las evaluaciones de la Lista Roja. Entre estas se encuentran subpoblaciones que se gestionan en niveles moderados de intensidad (Redford *et al.* 2011). En el caso de estas subpoblaciones, la definición de "silvestre" puede basarse en la intensidad de la gestión, y la viabilidad prevista de la subpoblación sin la gestión.

Las subpoblaciones que dependen de la intervención directa no se consideran silvestres, en el caso de que su extinción esté prevista que suceda en 10 años sin una gestión "intensiva" que incluya medidas como:

- Proporcionar la mayoría de las necesidades alimentarias de la mayoría de individuos de la subpoblación;
- Complementar regularmente la población con individuos en cautividad para evitar la extinción inminente;
- Utilizar técnicas de manipulación en reproducción, como la crianza cruzada y la reducción de crías (es decir, extraer polluelos de nidadas demasiado concurridas y asignarles padres de crianza);
- Proporcionar asistencia veterinaria intensiva continuada a la mayoría de individuos.

Las subpoblaciones gestionadas se consideran silvestres si con la gestión se pretende contrarrestar los efectos de amenazas humanas e incluye, entre otros, lo siguiente:

- Áreas protegidas;
- Patrullas de lucha contra la caza furtiva;
- Proporcionar refugios artificiales (p.ej., cajas nido para aves, dormideros para murciélagos);
- Proporcionar tratamientos preventivos contra brotes de enfermedades;
- Evitar la sucesión de vegetación natural a fin de mantener el hábitat de las especies;
- Trasladar a individuos entre subpoblaciones existentes (véase también el [apartado 2.1.3](#));
- Medidas de control contra depredadores o competidores no nativos, entre ellas la colocación de cercas y vallados, como los utilizados para mantener alejados a los depredadores invasivos;
- Medidas de control contra depredadores o competidores nativos en el caso de que dichas especies hayan aumentado debido a la actividad humana (p. ej., reduciendo el número de tordos que ha aumentado debido a la fragmentación de hábitats);
- Complementar ocasionalmente la población con individuos en cautividad para incrementar la variabilidad genética.

Esta definición de "silvestre" frente a "no silvestre" corresponde aproximadamente a la diferencia entre "especies gestionadas de forma ligera" y "especies gestionadas de forma intensiva" tal como se define en Redford *et al.* (2011).

2.2 Naturaleza de las categorías

Existen nueve categorías claramente definidas que permiten clasificar a todos los taxones del planeta (excepto los microorganismos) ([Figura 2.1](#)); en el [Tabla 2.1](#) se presentan las definiciones completas de cada una de ellas. Las dos primeras categorías de la [Figura 2.1](#) prácticamente se explican por sí solas: **Extinto** significa que no existe ninguna duda razonable de que el último individuo ha muerto, y **Extinto en Estado Silvestre**, que el taxón se ha extinguido en su hábitat natural (véase el apartado anterior, "Taxones introducidos"). Las tres categorías siguientes, **En Peligro Crítico**, **En Peligro** y **Vulnerable**, se aplican en función de una serie de criterios cuantitativos que reflejan distintos niveles de peligro de extinción; se utiliza el término *amenazado* para identificar conjuntamente a los taxones clasificados en cualquiera de estas tres categorías. Los criterios se analizan con mayor detalle en el siguiente apartado. En la categoría **Casi Amenazado** se clasifican aquellos taxones que no cumplen, en el momento actual, los requisitos necesarios para considerarlos amenazados, pero se encuentran próximos a cumplirlos, y también aquellos que actualmente no cumplen los criterios de ninguna categoría de amenaza pero que probablemente lo hagan si las acciones de conservación en curso se reducen o cesan.

La categoría **Preocupación Menor** corresponde a los taxones que no cumplen (ni están próximos a cumplir) los requisitos necesarios para ser clasificados en las categorías de amenaza o en la de Casi Amenazado. Cabe destacar aquí que el término *preocupación menor* significa sólo que, desde el punto de vista del riesgo de extinción, estas especies son menos preocupantes que las incluidas en otras categorías de amenaza, pero no implica que no deba prestárseles atención en lo que a conservación se refiere.

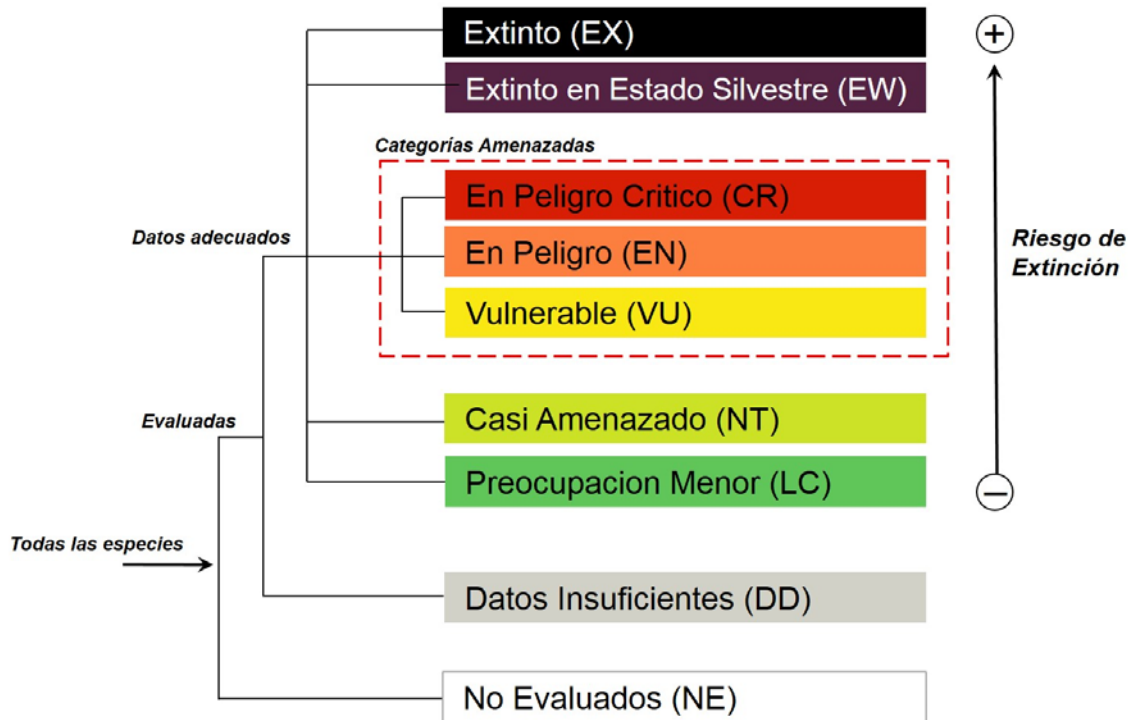


Figura 2.1. Estructura de las categorías de la Lista Roja de la UICN

Cuadro 2.1. Las categorías de la Lista Roja de la UICN**EXTINTO (EX)**

Un taxón está Extinto cuando no queda ninguna duda razonable de que el último individuo existente ha muerto. Se presume que un taxón está Extinto cuando la realización de prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su área de distribución histórica, no ha podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizadas en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.

EXTINTO EN ESTADO SILVESTRE (EW)

Un taxón está Extinto en Estado Silvestre cuando sólo sobrevive en cultivo, en cautividad o como población (o poblaciones) naturalizadas completamente fuera de su distribución original. Se presume que un taxón está Extinto en Estado Silvestre cuando la realización de prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su área de distribución histórica, no ha podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizadas en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.

EN PELIGRO CRÍTICO (CR)

Un taxón está En Peligro Crítico cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro Crítico y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo de extinción extremadamente alto en estado de vida silvestre.

EN PELIGRO (EN)

Un taxón está En Peligro cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo de extinción muy alto en estado de vida silvestre.

VULNERABLE (VU)

Un taxón es Vulnerable cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para Vulnerable y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo de extinción alto en estado de vida silvestre.

CASI AMENAZADO (NT)

Un taxón está Casi Amenazado cuando ha sido evaluado según los criterios y no satisface, actualmente, los criterios para En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable, pero está próximo a satisfacer los criterios, o posiblemente los satisfaga, en un futuro cercano.

PREOCUPACION MENOR (LC)

Un taxón se considera de Preocupación Menor cuando, habiendo sido evaluado, no cumple ninguno de los criterios que definen las categorías de En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable o Casi Amenazado. Se incluyen en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución.

DATOS INSUFICIENTES (DD)

Un taxón se incluye en la categoría de Datos Insuficientes cuando no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución y/o condición de la población. Un taxón en esta categoría puede estar bien estudiado, y su biología ser bien conocida, pero carecer de los datos apropiados sobre su abundancia y/o distribución. Datos Insuficientes no es por lo tanto una categoría de amenaza. Al incluir un taxón en esta categoría se indica que se requiere más información y se reconoce la posibilidad de que investigaciones futuras demuestren apropiada una clasificación de amenazada. Es importante hacer un uso efectivo de cualquier información disponible. En muchos casos habrá que tener mucho cuidado en elegir entre Datos Insuficientes y una condición de amenaza. Si se sospecha que la distribución de un taxón está relativamente circunscrita, y si ha transcurrido un período considerable de tiempo desde el último registro del taxón, la condición de amenazado puede estar bien justificada.

NO EVALUADO (NE)

Un taxón se considera No Evaluado cuando todavía no ha sido clasificado en relación a estos criterios.

Las dos últimas categorías no reflejan el estado de amenaza del taxón considerado. La categoría **Datos Insuficientes** se aplica cuando la información existente no basta para realizar una evaluación correcta del grado de amenaza. La tentación de clasificar a un taxón en esta categoría puede ser considerable; por ello, conviene hacer hincapié en que los evaluadores deben utilizar de forma efectiva todos los datos disponibles cuando realicen una evaluación para la Lista Roja. A menudo carecemos de información precisa sobre los taxones más escasos, y aunque los criterios son marcadamente cuantitativos y precisos, se pueden utilizar proyecciones, hipótesis e inferencias (siempre y cuando se mencionen de forma explícita y se justifiquen debidamente) para ubicar a un taxón en la categoría adecuada. Como Datos Insuficientes no es una categoría de amenaza, si clasificamos a un taxón en esta categoría no será fácilmente objeto de acciones de conservación cuando, en realidad, tal vez tenga una gran necesidad de ellas. Los evaluadores, pues, deben utilizar toda la información existente y relevante para efectuar sus evaluaciones y clasificar a los taxones en la categoría Datos Deficientes única y exclusivamente cuando no haya otra alternativa. Las orientaciones acerca del manejo de la incertidumbre revisten especial importancia en el caso de los taxones poco conocidos (véase el [apartado 3.2](#)). En la categoría **No Evaluado**, finalmente, se incluyen aquellos taxones que todavía no han sido evaluados conforme a los criterios de la Lista Roja.

La expresión “inclusión en la lista roja” no se define en UICN (2001), y no se utiliza en el presente documento debido a su ambigüedad a la hora de determinar si incluye especies de la categoría Preocupación Menor o no, habida cuenta de que las especies evaluadas como Preocupación Menor se incluyen en la Lista Roja de la UICN. Para referirse a las especies con evaluaciones relativas a la Lista Roja de la UICN, puede utilizarse la frase “evaluada para la Lista Roja de la UICN”. Para referirse a especies Extintas en Estado Silvestre, amenazadas o Casi Amenazadas (es decir, EW, CR, EN, VU y NT), puede utilizarse la frase “especies muy preocupantes por su estado de conservación”.

2.2.1 Cambio de categoría

El cambio de categoría de un taxón se rige por las reglas siguientes:

- A. Un taxón puede ser transferido de una categoría de amenaza mayor a una categoría de amenaza menor si ninguno de los criterios de la categoría más alta se ha cumplido en cinco años o más (es decir, si el taxón cumple los requisitos para incluirse en una categoría de amenaza inferior durante al menos cinco años, independientemente del momento en que se publicará la evaluación anterior). Por lo tanto, el período de cinco años comienza cuando los datos muestran que el taxón ya no cumple los criterios de la categoría en la que actualmente está inscrito; esta no tiene por qué ser necesariamente la fecha de la evaluación anterior. Si no se puede identificar el año en que el taxón cumplía los requisitos para incluirse en la categoría de amenaza menor, el año de la evaluación actual deberá utilizarse como inicio del período de cinco años. Sin embargo, si el taxón es transferido desde la categoría EW como consecuencia del establecimiento de una población reintroducida, este período deberá ser de cinco años o prolongarse hasta que se produzca descendencia fértil, dependiendo de cuál sea el período más largo.

- B. Si se determina que la clasificación inicial era errónea, el taxón puede trasladarse inmediatamente a la categoría apropiada o incluso suprimirlo de las categorías amenazadas por completo y sin demora. En este caso, sin embargo, será preciso volver a evaluarlo conforme a todos los criterios para determinar cuál es su situación actual.
- C. El cambio de una categoría de riesgo más baja a otra superior debe hacerse de forma inmediata.

- D. Los motivos del cambio de categoría deben documentarse indicando una de las siguientes opciones:

Real (reciente). En este caso, el paso de una categoría a otra se debe a un cambio real del estado de conservación que se ha producido desde que tuvo lugar la última evaluación. Por ejemplo: aumento de la tasa de declive, reducción de la población, de la extensión del área de distribución o del hábitat, o declive en uno de éstos registrado por primera vez (porque han surgido nuevas amenazas o se han agravado las existentes) y, por ello, se alcanzan unos umbrales distintos en los criterios de la Lista Roja.

Real (desde la primera evaluación). Esta opción se aplica a los taxones ya evaluados tres veces como mínimo y se utiliza para situar un cambio real de categoría en el período temporal apropiado, con el objeto de calcular el Índice de la Lista Roja. El cambio de categoría está motivado por un cambio real en la situación del taxón que se produjo antes de la última evaluación, pero después de la primera, y que se ha detectado recientemente porque se ha tenido acceso a nuevas informaciones o documentación. De haber podido disponer antes de estos datos, la nueva categoría ya se habría asignado en alguna de las anteriores evaluaciones. Cuando se utilice este código, hay que señalar el período de tiempo (entre las sucesivas evaluaciones previas) en el que tuvo lugar el cambio de situación del taxón. [Véase el ejemplo más abajo.]

Revisión de los criterios. El cambio de categoría se deriva de una revisión de los Criterios de la Lista Roja de la UICN (p. ej., entre las versiones de 1994 y 2001). Dichos cambios se refieren básicamente a los criterios A2, A3, A4 y D2 y a la supresión de la categoría “Dependiente de Conservación”.

Nueva información. El cambio de categoría es el resultado de un mejor conocimiento del taxón, por ejemplo, debido a la aparición de información reciente o recientemente sintetizada sobre el estado del taxón (p.ej., mejores estimaciones sobre el tamaño de población, el tamaño del área de distribución o la tasa de declive).

Taxonomía. La nueva categoría es distinta de la anterior porque durante el período transcurrido desde la última evaluación se ha aprobado un cambio taxonómico. Entre estos cambios figuran los siguientes: *nueva división* (el taxón ha pasado recientemente al nivel de especie), *nueva descripción* (el taxón se ha descrito recientemente como especie), *nueva agrupación* (el taxón ha sido reconocido a partir de la agrupación de dos taxones previamente aceptados como tales) y *ya no es válido/reconocido* (el taxón ya no es válido, por ejemplo porque ahora se lo considera un híbrido, una variante, una forma o una subespecie de otra especie, o el

taxón previamente reconocido difiere del actual a raíz de una división o agrupación).

Error. La categoría anterior se aplicaba de forma errónea porque los evaluadores interpretaron mal los Criterios de la Lista Roja de la UICN.

Datos incorrectos. La categoría anterior se aplicaba de forma errónea por la utilización de datos incorrectos (p. ej., los datos se referían a un taxón diferente).

Otros. El cambio de categoría obedece a otras razones que no quedan claramente cubiertas por las anteriores y/o exige una explicación más amplia. Entrarían en este apartado, por ejemplo, un cambio en la postura del evaluador ante el riesgo y la incertidumbre (según lo expuesto en el [apartado 3.2.3](#)) o una modificación de las presentes directrices.

Determinar las razones exactas del cambio exige a menudo un estudio atento de las circunstancias. Un buen número de cambios de categoría se deben a una combinación de factores: un mejor conocimiento del taxón asociado a un componente de cambio genuino, empeoramiento o mejora, en su estado de conservación. En estos casos, la opción “Real” se puede utilizar únicamente si la parte de cambio real observada (p. ej., variación del tamaño poblacional, de la tasa de declive, de la extensión del área de distribución, etc.) es suficiente por sí sola para cruzar el umbral correspondiente en las categorías de la Lista Roja. Nunca se deben indicar al mismo tiempo motivos reales y no reales para caracterizar un cambio de categoría.

Ejemplo: la especie A, previamente clasificada en la categoría En Peligro (D) y con una población estimada de 150 individuos, se clasifica ahora como Vulnerable (D1) porque en el momento actual su población se estima en 400 individuos; la nueva estimación se debe en parte al descubrimiento de una nueva subpoblación estable de 50 individuos y, en parte, al hecho de que la subpoblación anteriormente conocida ha pasado de 150 a 350 individuos. El crecimiento realmente observado hace que la población total supere el umbral establecido para Vulnerable, así que el cambio de categoría se codifica como Real (reciente) y, en cambio, no corresponde utilizar el código Conocimiento.

Ejemplo: la especie B, previamente clasificada en la categoría En Peligro (D) y con una población estimada de 150 individuos, se clasifica ahora como Vulnerable (D1) porque en el momento actual su población se estima en 400 individuos; la nueva estimación se debe, en parte, al descubrimiento de una nueva subpoblación estable de 200 individuos y, en parte, al hecho de que la subpoblación anteriormente conocida ha pasado de 150 a 200 individuos. El crecimiento realmente observado en este caso no basta para que la población total supere el umbral de Vulnerable (también tendría que haberse clasificado como Vulnerable en la evaluación previa), por lo que el motivo del cambio de categoría se codifica aquí como Conocimiento y no corresponde utilizar el código Real.

Si el cambio de categoría es fruto de una división taxonómica combinada con un cambio real, utilizaremos el código Real (reciente).

Ejemplo: la especie C, previamente clasificada como Vulnerable (D1) y con una población total estimada en 600 individuos, se divide en dos especies: D (con 540 individuos y estable) y E (actualmente con sólo 40 individuos, tras el declive experimentado desde los 60 individuos contabilizados en la evaluación anterior). Se aplica el código Real (reciente) a este cambio de categoría de la especie E (antes “No Reconocida”, y clasificada ahora En Peligro Crítico C1). [La especie D se clasificaría como Vulnerable (D), y el motivo del cambio sería “Taxonomía (nueva división)”].]

Todos los cambios de categoría Reales (recientes) o Reales (desde la primera evaluación) tienen que ir acompañados de las correspondientes notas justificativas de que se trata de un cambio real.

Ejemplo: el Cernícalo de Mauricio (*Falco punctatus*) pasó de CR en 1988 a EN en 1994; este cambio a una categoría inferior se codificó como Real (reciente) con el siguiente comentario: “La población, que era de ocho parejas en 1987-1988, alcanzó 56-68 parejas en 1994 debido a la prohibición de su caza”.

Ejemplo: el Turpial de Montserrat (*Icterus oberi*) pasó de NT en 1994 a CR en 2000; este cambio a una categoría superior se codificó como Real (reciente) con el siguiente comentario: “A principios de los años 1990, esta especie se hallaba presente en las tres principales sierras boscosas de la isla, pero las erupciones volcánicas registradas en 1995-1997 destruyeron dos tercios de su hábitat remanente. Según los últimos indicios disponibles, el declive parece haberse detenido y la población se estima en unas 100-400 parejas”.

Ejemplo: la Urraquita de Stresemann (*Zavattariornis stresemanni*) pasó de Vulnerable a En Peligro Crítico en 2005. Este cambio a una categoría de amenaza superior se codificó como Real (desde la primera evaluación), situando el cambio real en el período 1994-2000, con el comentario: “Las tasas de observación han disminuido en un 80% entre 1989 y 2003. Si suponemos que los declives empezaron en 1989, la disminución acumulada habría superado el 50% en un plazo de 10 años por primera vez durante el período 1994-2000”.

2.3 Naturaleza de los criterios

Hay cinco criterios cuantitativos que sirven para determinar si un taxón está o no amenazado y, en caso de estarlo, en qué categoría de amenaza debe clasificarse (En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable) ([Cuadro 2.1](#)). Estos criterios se basan en indicadores biológicos de las poblaciones amenazadas de extinción, como un rápido declive poblacional o un tamaño poblacional muy reducido. La mayoría de los criterios incluye asimismo una serie de subcriterios que deben utilizarse para justificar con mayor precisión por qué se ha clasificado a un taxón en una categoría específica. Por ejemplo: un taxón clasificado como Vulnerable C2a(ii) está en la categoría Vulnerable porque su población es inferior a 10 000 individuos maduros (criterio C), porque está experimentando un declive continuo y porque todos sus individuos maduros están concentrados en una única subpoblación (subcriterio a(ii) del criterio C2).

Estos cinco criterios son los siguientes:

- A. Disminución poblacional (pasada, actual y/o proyectada)**
- B. Tamaño del área de distribución geográfica, y su fragmentación, disminución o fluctuaciones**
- C. Tamaño poblacional pequeño y su fragmentación, declive o fluctuaciones**
- D. Población muy pequeña o distribución muy restringida**
- E. Análisis cuantitativo del riesgo de extinción (p. ej., análisis de viabilidad poblacional)**

Para clasificar a un taxón específico en cualquiera de las categorías de amenazadas basta cumplir uno de los criterios (A, B, C, D o E). Pese a ello, hay que evaluar al taxón contra en base al mayor número de criterios posible según los datos disponibles, y la clasificación debe ir acompañada de la indicación de todos los criterios que resulten aplicables a una categoría de amenaza en particular (por ejemplo, En Peligro Crítico: A2cd; B1ab(iv,v); C2a(i)). Sólo deben indicarse los criterios de la categoría de amenaza más alta en la que pueda clasificarse el taxón. Así, por ejemplo, si un taxón cumple los requisitos de los criterios A, B y C en las categorías Vulnerable y En Peligro pero solamente el criterio A en la categoría En Peligro

Crítico, únicamente mencionaremos el criterio A en la categoría En Peligro Crítico (que es la más alta). Se alienta a que los evaluadores documenten los criterios según los cuales una especie cumple las categorías de amenaza menor, porque dicha información es fundamental para planificar la recuperación.

Tabla 2.1. Resumen de los cinco criterios (A-E) utilizados para evaluar si un taxón pertenece o no a una categoría de amenaza (En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable).

RESUMEN DE LOS CINCO CRITERIOS (A-E) UTILIZADOS PARA EVALUAR LA PERTENENCIA DE UNA ESPECIE A UNA DE LAS CATEGORÍAS DE AMENAZA (EN PELIGRO CRÍTICO, EN PELIGRO O VULNERABLE) DE LA LISTA ROJA DE UICN.¹

A. Reducción del tamaño poblacional. Reducción del tamaño de la población basada en cualquiera de los subcriterios A1 a A4. El nivel de reducción se mide considerando el período más largo, ya sea 10 años o 3 generaciones.			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 & A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
<p>A1 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción son claramente reversibles Y entendidas y conocidas Y han cesado.</p> <p>A2 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado O no ser entendidas y conocidas O no ser reversibles.</p> <p>A3 Reducción del tamaño de la población que se proyecta, se infiere o se sospecha será alcanzada en el futuro (hasta un máximo de 100 años) [(a) no puede ser usado].</p> <p>A4 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada donde el período de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro (hasta un máx. de 100 años en el futuro), y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado O pueden no ser entendidas y conocidas O pueden no ser reversibles.</p>	<p>Con base en y especificando cualquiera de los siguientes puntos:</p>		<p>(a) observación directa [excepto A3]</p> <p>(b) un índice de abundancia apropiado para el taxón</p> <p>(c) una reducción del área de ocupación (AOO), extensión de presencia (EOO) y/o calidad del hábitat</p> <p>(d) niveles de explotación reales o potenciales</p> <p>(e) como consecuencia de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos</p>
B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
B1. Extensión de presencia (EOO)	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2. Área de ocupación (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) Severamente fragmentada, O Número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros			
(c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros			
C. Pequeño tamaño de la población y disminución.			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Número de individuos maduros	< 250	< 2.500	< 10.000
Y por lo menos uno de C1 o C2			
C1. Una disminución continua observada, estimada o proyectada (hasta un máximo de 100 años en el futuro) de al menos:	el 25% en 3 años o 1 generación (lo que fuese más largo)	el 20% en 5 años o 2 generaciones (lo que fuese más largo)	el 10% en 10 años o 3 generaciones (lo que fuese más largo)
C2. Una disminución continua observada, estimada, proyectada o inferida Y por lo menos 1 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) (i) Número de individuos maduros en cada subpoblación	≤ 50	≤ 250	≤ 1.000
(ii) % de individuos en una sola subpoblación =	90–100%	95–100%	100%
(b) Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros			
D. Población muy pequeña o restringida			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
D. Número de individuos maduros	< 50	< 250	D1. < 1.000
D2. Solo aplicable a la categoría VU Área de ocupación restringida o bajo número de localidades con una posibilidad razonable de verse afectados por una amenaza futura que podría elevar al taxón a CR o EX en un tiempo muy corto.	-	-	D2. típicamente: AOO < 20 km ² o número de localidades ≤ 5
E. Análisis Cuantitativo			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre es:	≥ 50% dentro de 10 años o 3 generaciones, lo que fuese más largo (100 años max.)	≥ 20% dentro de 20 años o 5 generaciones, lo que fuese más largo (100 años max.)	≥ 10% dentro de 100 años

¹ El uso de este resumen requiere la comprensión plena de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN y de las Directrices para el uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Por favor, consulte ambos documentos para obtener una explicación de los términos y conceptos usados aquí.

Pese a que los criterios de cada una de las categorías de amenaza están basados en umbrales cuantitativos, el sistema es lo bastante flexible como para que se puedan evaluar taxones para los cuales se dispone de escasa información. Ello se logra incorporando la inferencia, sospecha y la proyección en el proceso de evaluación. Por ello, los evaluadores deben utilizar la mejor información disponible y combinarla con la inferencia, sospecha y la proyección al determinar qué criterios cumple un taxón. Si se recurre a inferencias, sospecha y proyecciones, no obstante, es preciso documentar correctamente las hipótesis utilizadas. Si existe alguna preocupación razonable de que un taxón puede verse amenazado de extinción en un futuro próximo, cumplirá seguramente los criterios de una de las categorías amenazadas.

La inclusión en la lista conforme a la categoría más alta de amenaza (en lugar de, por ejemplo, calcular el promedio de riesgo de extinción resultante de los cinco criterios) asegura un enfoque más precautorio en la toma de decisiones urgentes partiendo de información limitada. También sirve de base para la evaluación del riesgo general sobre los factores más decisivos para la permanencia de las especies. Este enfoque es muy similar al de los doctores de las salas de emergencia que centran la evaluación de sus pacientes en los síntomas más graves, en lugar de en un promedio, en que los síntomas positivos anulan los negativos (Collen *et al.* 2016). Los diferentes criterios (A-E) se han formulado a partir de un amplio estudio destinado a detectar los factores de riesgo existentes en la amplia gama de organismos del planeta y sus distintos ciclos biológicos. Los criterios tienen por objeto detectar los síntomas de un estado de peligro y no las causas de dicho peligro; por ello, se pueden aplicar a cualquier proceso amenazante que se traduzca en indicios tales como una disminución poblacional pasada o futura, un tamaño poblacional pequeño y una distribución geográfica restringida. Un taxón se puede clasificar como amenazado aun cuando no sea posible identificar ningún proceso amenazante en particular. Independientemente de la naturaleza de la amenaza, todas las evaluaciones deben realizarse de conformidad con UICN (2001, 2012b) y con las presentes directrices, para garantizar así la correcta aplicación de los criterios. Pese a ello, hay amenazas, especialmente las de más reciente aparición o los procesos menos conocidos, como el cambio climático global, que requieren orientaciones más detalladas sobre cómo aplicar las definiciones y los criterios. En el [apartado 12](#) se presentan recomendaciones específicamente referidas a diversos tipos de amenaza.

Según algunos estudios, cuando se evalúa a un taxón según los cinco criterios, existe cierta tendencia a clasificarlos según los criterios A a D en detrimento de E. Hay varias razones para ello: en primer lugar, una evaluación fiable según el criterio E suele exigir un mayor número de datos y análisis, y en la práctica el proceso suele resultar incompleto. En segundo lugar, aun si cada criterio corresponde, en promedio, a un mismo riesgo de extinción, las posibilidades de que una especie cumpla al menos uno de cuatro criterios son mayores que la probabilidad de que satisfaga un único criterio. En tercer lugar, los umbrales de los criterios A-D enfatizan quizá más el principio de precaución, lo que estaría justificado porque están basados en informaciones parciales y se aplican a menudo en situaciones de escasez de datos, mientras que el criterio E puede (y debe) incluir todos los factores que influyen en las dinámicas poblacionales. En contextos de escasez de datos, en que la información disponible sólo permite evaluar uno o dos de los criterios A-D, es muy fácil “dejar escapar” un taxón que tendría que estar clasificado (Keith *et al.* 2000); en otras palabras, como en las categorías A-D puede haber más errores de clasificación, es necesario extremar la precaución al fijar sus umbrales. Aun así, cabe destacar aquí que, si bien algunos estudios estiman que los criterios A-D aplican más el principio de precaución que E (p. ej., Gardenfors 2000), otros afirman lo contrario, es decir, que el enfoque

de estos criterios no es suficientemente precautorio, sobre todo cuando los datos escasean (p. ej., Keith *et al.* 2004).

2.3.1 Los umbrales cuantitativos

Los valores cuantitativos que se presentan en los distintos criterios asociados a las categorías de amenaza se han definido tras amplias consultas y se han fijado a unos niveles generalmente aceptados como adecuados (es decir, niveles que generan categorías de amenaza informativas que abarcan el espectro de las probabilidades de extinción; véase lo que sigue). Además, se ha procurado establecer la máxima coherencia entre ellos. Mace *et al.* (2008) describen detalladamente el proceso y los fundamentos técnicos del sistema de la Lista Roja de la UICN, así como los principales procesos biológicos subyacentes a la extinción y al declive poblacional, en los cuales se basan los criterios.

Estos valores cuantitativos establecen los umbrales entre las Categorías de la Lista Roja CR y EN, EN y VU, y VU y NT. Una de las interpretaciones erróneas sobre los criterios ha sido que dichos umbrales son arbitrarios. Los límites entre las categorías de riesgo se han establecido de forma subjetiva, y no existe ninguna razón teórica de por qué no debería haberse realizado así (Collen *et al.* 2016). De hecho, deben ser subjetivos, ya que dividen el riesgo de extinción, una métrica continua, en bloques por categorías. Por tanto, sus valores numéricos solo pueden basarse en consideraciones de tipo práctico, y no teórico.

Cabe tener en cuenta dos tipos de consideraciones prácticas. La primera consiste en la utilidad o la pertinencia en el ámbito de la conservación de la lista resultante de especies en diferentes categorías de amenaza. La secuencia podría haberse dividido de forma diferente, lo que se hubiera traducido en la inclusión en una de las categorías de amenaza de muy pocas especies o de una amplia mayoría de especies. En términos de orientar la conservación, esto no hubiera sido muy útil. Las proporciones de especies actuales en las tres categorías de amenaza muestran que los límites actuales son razonables: tanto para los grupos totalmente evaluados como los grupos de los cuales se ha evaluado un subconjunto aleatorio de especies, la proporción de taxones en cada categoría no es ni insignificante ni abrumadora, con lo que se cumple el objetivo de la Lista Roja de proporcionar un índice informativo del riesgo de extinción (Collen *et al.* 2016).

El segundo tipo de consideración práctica implica las limitaciones debidas a la disponibilidad y calidad de los datos. Por ejemplo, el umbral más elevado correspondiente al criterio A está fijado en el 90%, ya que, si se fijara más cerca de la reducción del 100%, el taxón podría extinguirse antes de que pudiera clasificarse como CR. El umbral inferior está fijado en el 30%; se incrementó respecto del 20% de la versión anterior de los criterios (versión 2.3; UICN 1994) a fin de diferenciar más claramente las fluctuaciones de las reducciones. Por tanto, los umbrales restantes se distribuyen de forma más o menos equitativa entre el 30% y el 90%. Se pueden utilizar consideraciones similares respecto del horizonte temporal del criterio A, que debe ser lo suficientemente largo como para detectar las disminuciones reales y las disminuciones que deben diferenciarse de las fluctuaciones. El horizonte temporal también debe ser lo suficientemente corto como para que se puedan realizar estimaciones fiables y representar el riesgo de extinción sustancial en una disminución general determinada. En términos de la métrica espacial, los umbrales equilibran la necesidad de precisión y la realidad de la falta de refinamiento de los datos espaciales de la mayoría de los taxones. Por ejemplo, los umbrales del área de ocupación (AOO) podrían haberse fijado en un nivel inferior, aunque ello hubiera

requerido una métrica más precisa (un tamaño de rejilla más pequeño que el tamaño recomendado de 2×2 km; véase el [apartado 4.10](#)), que no es viable para muchos taxones.

Una característica importante de los umbrales numéricos de los criterios es que existe un único conjunto de umbrales válido para todos los taxones, lo que permite establecer comparaciones entre estos. Por descontado, los diferentes taxones presentan diferentes características, y esta variabilidad se debe a la utilización de definiciones personalizadas, es decir, definiciones de parámetro que incorporan características sobre el historial natural del taxón (como la definición del número de individuos maduros). Estas definiciones tienen en cuenta el historial natural de las especies; además, los criterios incorporan el historial natural adaptando las respuestas de las poblaciones a los procesos de amenaza con la duración de una generación para permitir la variación en la renovación de la población (aunque, por motivos prácticos, el horizonte temporal para disminuciones futuras se limite a 100 años, independientemente de la duración de la generación). Una interpretación incorrecta de las definiciones es la causa de la mayoría de los errores y malentendidos relativos al uso de estas medidas estandarizadas. Como consecuencia, gran parte de estas directrices (p. ej., la totalidad del apartado 4) se dedica a la definición de los términos y parámetros utilizados en los criterios.

Otra característica importante de los umbrales numéricos en los criterios es que están exclusivamente vinculados a las definiciones de las variables correspondientes. En otras palabras, la comparación de un valor medido con un umbral requiere que el valor se mida tal como se especifica en UICN (2001, 2012b) y en las presentes directrices. Un tipo de error común es aplicar estos umbrales a valores de variables que no se calculan según las definiciones proporcionadas en el presente documento. Por ejemplo, la aplicación de umbrales de reducción del criterio A a disminuciones durante períodos distintos de 3 generaciones/10 años (p. ej., Shoo *et al.* 2005) daría lugar a estimaciones de riesgo incoherentes con las categorías de la Lista Roja (para otros ejemplos, véase Akçakaya *et al.* 2006). Aunque existan buenas razones para medir la reducción durante un período diferente (véase el [apartado 4.5.1](#)), el valor medido debe adaptarse al período correcto para que pueda compararse con los umbrales del criterio A. De forma similar, la aplicación de los umbrales de AOO en áreas medidas con una elevada resolución (p. ej., Cardoso *et al.* 2011), o la aplicación de los umbrales de EOO en áreas calculadas según la definición de AOO (p. ej., Ocampo-Peñuela *et al.* 2016) darían lugar a categorías de amenaza no comparables con las de la Lista Roja y, por tanto, la aplicación de los criterios no tendría validez. En otras palabras, el error consiste en utilizar mapas de elevada resolución para medir AOO y EOO, en lugar de métodos que son coherentes con los umbrales de AOO y EOO. En consecuencia, las áreas calculadas deben medirse según las definiciones de AOO y EOO (o deben ampliarse o reducirse según convenga) para que se puedan comparar con los umbrales de dichas variables. Para más información, véanse los [apartados 4.10.3](#) y [4.10.7](#).

2.4 Prioridades y acciones de conservación

La categoría de amenaza no es necesariamente suficiente para establecer prioridades en lo correspondiente a acciones de conservación. La categoría de amenaza proporciona simplemente una evaluación del riesgo de extinción en las circunstancias actuales, mientras que un sistema para evaluar las prioridades de actuación deberá incluir muchos otros factores relevantes en materia de acciones de conservación, como los costes, la logística, las posibilidades de éxito y otras características biológicas (Mace y Lande 1991). Por ello, la Lista Roja no debe considerarse como una herramienta para establecer prioridades (UICN 2001, 2012b). Es preciso valorar la diferencia existente entre medir un grado de amenaza y determinar prioridades de

conservación. Aun así, no cabe duda de que evaluar un taxón mediante los criterios de la Lista Roja representa un primer paso crucial para poder fijar prioridades en lo correspondiente a acciones de conservación.

Muchos de los taxones evaluados conforme a los criterios de la Lista Roja de la UICN son ya objeto de algún tipo de acción de conservación. Los criterios de las categorías de amenaza deben aplicarse a los taxones independientemente del grado de acción de conservación del que sean objeto, y toda medida de conservación debe figurar en la documentación de la evaluación. Cabe destacar aquí que un taxón puede requerir acciones de conservación aun cuando no esté clasificado como amenazado, y que un taxón amenazado que es objeto de medidas eficaces de conservación, si su estado mejora con el tiempo, puede dejar de cumplir los requisitos necesarios para su inclusión en la Lista Roja.

2.5 Documentación

Todas las evaluaciones deben estar debidamente documentadas, y en toda clasificación de un taxón como amenazado es preciso indicar los criterios y subcriterios que se cumplen. Por ejemplo, si un taxón está clasificado en la categoría En Peligro A2cd, el criterio A2 indica que ha sufrido una reducción de más del 50% durante los últimos 10 años o a lo largo de tres generaciones (el período más largo de los dos), y los subcriterios señalan que la disminución en el número de individuos maduros obedece a un descenso en la calidad del hábitat y a los niveles reales de explotación. La enumeración precisa de los subcriterios refleja los argumentos que justifican la clasificación de un taxón en una categoría específica y, en caso necesario, permite revisar la validez de dichos argumentos; además, ayuda a entender las principales amenazas a las que se enfrenta un taxón y puede resultar útil para la planificación de su conservación. No se aceptará como válida para su inclusión en la Lista Roja de la UICN ninguna evaluación en la que no se especifique como mínimo un criterio con los subcriterios correspondiente. Si se cumple más de un criterio o subcriterio, hay que indicarlos todos sin excepción. Los criterios que cumplen categorías inferiores de amenaza también deben documentarse en la justificación. Si a raíz de una reevaluación se observa que el criterio inicialmente documentado ya no se cumple, no se debe por ello trasladar automáticamente el taxón concernido a una categoría de amenaza inferior, sino que es preciso reevaluarlo contra todos los criterios para determinar cuál es su estado actual. Es necesario documentar todos los factores que justifican la clasificación del taxón según los criterios, especialmente si se utiliza la inferencia, la sospecha y la proyección. Además, todos los datos empleados para la clasificación deben ir acompañados por referencias a una publicación que sea del dominio público o bien facilitarse de otra forma. El Anexo 3 de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN (versión 3.1) (UICN 2001, 2012b) contiene una lista completa de los requisitos de documentación aplicables.

3. Calidad de los datos

3.1 Disponibilidad de datos, inferencia, sospecha y proyección

Los Criterios de la Lista Roja de la UICN han sido ideados para aplicarse a los taxones a escala mundial. Sin embargo, raras veces se dispone de datos detallados y relevantes para toda el área de distribución de un taxón. Por ello, los Criterios de la Lista Roja han sido diseñados con miras a incorporar el uso de la inferencia, la sospecha y la proyección para que los taxones se puedan evaluar aun en caso de no contar con datos completos al respecto. Pese a que los criterios son de naturaleza cuantitativa, la falta de datos de alta calidad no debería suponer un obstáculo para la aplicación de los criterios. Además de sus características de calidad y exhaustividad (o su eventual ausencia), los datos pueden también presentar cierto grado de incertidumbre, factor que

habrá de tenerse en cuenta en las evaluaciones de la Lista Roja. El tema de la incertidumbre de los datos se analiza con mayor detalle en el [apartado 3.2](#).

Los criterios de la UICN utilizan los términos Observada, Estimada, Proyectada, Inferida y Sospechada para referirse a la naturaleza de la evidencia (incluidos aspectos de calidad de los datos) en relación con criterios específicos. El criterio A, por ejemplo, admite una reducción inferida o sospechada, mientras que el criterio C1 únicamente contempla las disminuciones estimadas y el C2 se refiere a una disminución “observada, proyectada o inferida”. Estos términos se definen como sigue:

Observada: información que está directamente basada en observaciones bien documentadas de todos los individuos conocidos de una población dada.

Estimada: información basada en cálculos que pueden incluir hipótesis estadísticas sobre el muestreo o hipótesis biológicas sobre la relación entre una variable observada (p. ej., un índice de abundancia) y la variable buscada (p. ej., el número de individuos maduros); estas hipótesis deben explicarse y justificarse en la documentación. Al efectuar una estimación también es posible que se requiera una interpolación en el tiempo para calcular la variable de interés correspondiente a un lapso de tiempo específico (p. ej., una reducción en 10 años partiendo de las observaciones o estimaciones del tamaño de la población realizadas 5 y 15 años antes). Véanse ejemplos en los comentarios sobre el criterio A.

Proyectada: se utiliza con el mismo sentido que el término estimada, pero con la diferencia de que la variable de interés se extrapola en el tiempo hacia el futuro, o en el espacio. Las variables proyectadas deben ir acompañadas de un comentario sobre el método de extrapolación aplicado (p. ej., justificación de las hipótesis estadísticas o del modelo poblacional utilizado), así como de una extrapolación de las amenazas actuales o potenciales hacia el futuro junto con las correspondientes tasas de variación.

Inferida: información que está basada en pruebas indirectas, es decir, en variables que están indirectamente relacionadas con la variable de interés, y en el mismo tipo general de unidades (véase la definición de ‘Sospechada’ más adelante para ver ejemplos que no se miden en el mismo tipo general de unidades). Podríamos por ejemplo mencionar una reducción poblacional (A2d) inferida a partir de un cambio en las estadísticas de capturas; una disminución continua del número de individuos maduros (C2) inferida a partir de estimaciones del comercio, o una disminución continua del área de ocupación (B1b(ii,iii), B2b(ii,iii)) inferida a partir de la tasa de pérdida de hábitat. Los valores inferidos se apoyan en un número mayor de hipótesis que los valores estimados. Por ejemplo: para inferir una reducción a partir de las estadísticas de capturas se requieren hipótesis estadísticas (p. ej., muestreo aleatorio) y biológicas (sobre la relación entre la parte capturada de la población y la población total), pero también una serie de hipótesis sobre tendencias en cuanto a esfuerzo, eficiencia y distribución espacial y temporal de la captura en relación con la población. La inferencia puede también requerir la extrapolación de una cantidad observada o estimada a partir de subpoblaciones conocidas, para calcular esa misma cantidad referida a otras subpoblaciones. Que se disponga o no de datos suficientes para realizar este tipo de inferencias depende del tamaño relativo de las subpoblaciones conocidas en proporción con el conjunto de la población, así como de la aplicabilidad al resto del taxón de las amenazas y tendencias observadas en las subpoblaciones conocidas. El método a seguir para extrapolar datos a subpoblaciones desconocidas estará en función de los criterios y el tipo de información disponible sobre las conocidas. En los apartados relativos a los distintos criterios se brindan orientaciones adicionales al respecto (p. ej., véase el [apartado 4.5](#) para

más información sobre cómo extrapolar una reducción poblacional en las evaluaciones del criterio A).

Sospechada: información que se apoya en pruebas circunstanciales o en variables expresadas en distintos tipos de unidades, como por ejemplo un porcentaje de reducción poblacional basado en el descenso de la calidad del hábitat (A2c) o en la incidencia de una enfermedad (A2e). Por ejemplo: las pruebas de una pérdida cualitativa de hábitat pueden utilizarse para inferir que habrá una disminución cualitativa (continua), mientras que las pruebas referidas a la cantidad de hábitat perdida permiten sospechar que la población se está reduciendo a un ritmo dado. En general, una reducción poblacional sospechada puede basarse en cualquier factor referido a la abundancia o la distribución de la población, incluidos los efectos de otros taxones (o la dependencia de los mismos), siempre y cuando pueda razonablemente probarse la pertinencia de dichos factores.

3.2 Incertidumbre

Los datos utilizados para evaluar a los taxones en relación con los criterios se caracterizan a menudo por un grado considerable de incertidumbre. Dicha incertidumbre no debe confundirse con la falta de información sobre determinadas partes del área de distribución de una especie ni con la ausencia de datos para algunos parámetros, problema que ya se ha abordado en el [apartado 3.1](#) (“Disponibilidad de datos, inferencia y proyección”). La incertidumbre en los datos puede derivarse de uno o varios de los tres factores siguientes: la variabilidad natural, la imprecisión de los términos y definiciones utilizados en los criterios (incertidumbre semántica), y el error de medición (Akçakaya *et al.* 2000). La manera de gestionar dicha incertidumbre puede influir considerablemente en los resultados de la evaluación. A continuación, se explican con mayor detalle los métodos recomendados para manejar este factor.

3.2.1 Tipos de incertidumbre

La variabilidad natural se deriva del hecho de que el ciclo biológico de las especies y el medio donde viven cambian a lo largo del tiempo y en el espacio. Esta variación tiene escasa influencia en los criterios, puesto que cada parámetro se refiere a una escala temporal o espacial específica. Pese a ello, la variabilidad natural puede resultar problemática; en el caso de las tortugas marinas, por ejemplo, existe una variación espacial en la edad de maduración, por lo que es necesario calcular una sola estimación para estos taxones a fin de representar de la mejor manera posible la gama de valores que se da de forma natural. La incertidumbre semántica se produce como consecuencia de una imprecisión en la definición de los términos empleados en los criterios o por la falta de congruencia en el uso que hacen de ellos los distintos evaluadores; a pesar del esfuerzo realizado para definir con exactitud los términos empleados en los criterios, hay casos en que ello no es posible sin perder en generalidad. El error de medición es, a menudo, la mayor fuente de incertidumbre; se deriva de la falta de datos precisos sobre las cantidades empleadas en los criterios; esto, a su vez, puede obedecer a inexactitudes en la estimación de los valores o a falta de conocimientos. Los errores de medición se pueden limitar o eliminar mediante la obtención de datos adicionales (Akçakaya *et al.* 2000, Burgman *et al.* 1999). Otra fuente de errores de medición es el llamado error de estimación, es decir, realizar un muestreo con datos erróneos o estimar una magnitud (p. ej., la mortalidad natural) mediante un método de estimación poco sólido. Este tipo de error de medición no se reduce necesariamente con la obtención de datos adicionales.

3.2.2 *La representación de la incertidumbre*

La incertidumbre se puede representar indicando una mejor estimación y una gama de valores plausibles para una cantidad determinada. Una gama puede en sí misma constituir la mejor estimación, pero, en cualquier caso, la mejor estimación debe siempre formar parte de la gama de valores plausibles. Existen varios métodos para determinar la gama plausible, por ejemplo, utilizando intervalos de confianza o tomando como referente la opinión de un solo experto o el criterio consensuado de un grupo de expertos. Sea cual sea el método empleado, es preciso explicarlo y justificarlo en la documentación de la evaluación.

3.2.3 *Tolerancia a la discrepancia y tolerancia al riesgo*

Al interpretar y utilizar datos inciertos, la actitud que se adopte frente al riesgo y la incertidumbre desempeña un papel importante. Los evaluadores, en primer lugar, deben analizar si van a incluir toda la gama de valores plausibles en las evaluaciones o si excluirán de las mismas los valores extremos (lo que se conoce como tolerancia a la discrepancia). Un evaluador con mayor tolerancia a la discrepancia tiende a excluir de la evaluación los valores extremos, con lo que se reduce la incertidumbre en los datos. Por un lado, en ocasiones puede que sea deseable excluir los valores extremos en el caso de no ser poco realistas (p. ej., el resultado de opiniones que reflejan sesgos en lugar de la incertidumbre subyacente de los datos). Por el otro, es importante que las evaluaciones representen de forma precisa el rango de incertidumbre. Es recomendable que la tolerancia a la disputa (que representa la postura respecto de la incertidumbre) se establezca en un valor bajo, en la mayoría de casos tan bajo como 0,0 (incluido todo el rango de incertidumbre).

En segundo lugar, es preciso considerar si los evaluadores tienen una actitud basada en un enfoque de precaución o de prueba frente al riesgo, es decir, cuál es su nivel de tolerancia al riesgo. Una actitud que da primacía a la precaución (bajo nivel de tolerancia al riesgo) hará que el taxón se clasifique en una categoría de amenaza a menos que el riesgo sea sumamente improbable, mientras que, con base en el principio de la prueba, el taxón se clasificará como amenazado únicamente si existen pruebas concluyentes que lo corroboren. Un método desarrollado para incorporar posturas respecto del riesgo y la incertidumbre (Akçakaya *et al.* 2000) ha sido puesto en práctica en el SIS y el programa RAMAS Red List (Akçakaya and Root 2007). Puesto que estos sistemas son utilizados por diversas instituciones (p. ej., para evaluaciones nacionales), no resulta adecuado establecer los valores para los parámetros relativos a las posturas en constantes específicas. Esto se debe a que dichos parámetros son subjetivos y reflejan los valores de los evaluadores. Sin embargo, para la configuración de la lista global en la Lista Roja de la UICN, resulta apropiado utilizar un único valor de tolerancia al riesgo para todas las evaluaciones, para que estas últimas sean coherentes en todos los taxones. En particular, en el caso de la Lista Roja de la UICN, el valor de tolerancia al riesgo no debe depender de factores como la importancia ecológica, evolutiva, económica y social de las especies; sus posibilidades de recuperación; el coste de las medidas para salvarlas, etc. (dichos factores pueden utilizarse con prioridad respecto de las acciones de conservación, pero no para la incorporación en la lista roja). Este parámetro institucional para la Lista Roja de la UICN debería reflejar las razones de dicho uso (determinación del estado global de la amenaza), el objetivo general de mantener la coherencia de la Lista Roja de la UICN y los valores de la UICN. En UICN (2001) se especifica que "... cuando la incertidumbre lleva a unos resultados distintos en una evaluación, el rango de resultados posibles debe especificarse escogiéndose una sola categoría y documentarse las bases para la decisión, que siempre deberán ser cautelares y creíbles" y los evaluadores "deben resistirse a tomar una actitud de evidencia y adoptar una postura precautoria pero realista con relación a la incertidumbre al aplicar el criterio". La adopción de una postura precautoria pero

realista requeriría un valor ligeramente inferior al medio para el parámetro de tolerancia al riesgo, tal vez un valor en el rango de 0,40 a 0,49.

3.2.4 *Cómo manejar la incertidumbre*

Se recomienda que los evaluadores, al aplicar los criterios, opten por una actitud de precaución, pero realista, de cara a la incertidumbre (es decir, que tengan una baja tolerancia al riesgo). Para conseguirlo, en lugar de las mejores estimaciones se pueden utilizar límites inferiores plausibles al calcular las cantidades utilizadas para los criterios. Se aconseja evitar razonamientos basados en el “peor de los casos”, dado que ello puede conducir a clasificaciones precautorias poco realistas. Es preciso documentar explícitamente todas las actitudes. Cuando la dispersión de los valores plausibles (una vez excluidos los valores extremos o improbables) permite clasificar un taxón en dos o más categorías de amenaza, el enfoque de precaución aconseja clasificarlo en la más alta (es decir, la de mayor amenaza).

En algunos casos aislados, la incertidumbre puede hacer que sean plausibles dos categorías de amenaza no consecutivas. Esto puede ocurrir, por ejemplo, si la extensión de presencia (EOO) o el área de ocupación (AOO) son inferiores al umbral establecido para EN y se cumple inequívocamente un subcriterio, pero no está claro si también se cumple un segundo subcriterio, con lo que la categoría puede ser EN o NT. En estos casos, en la documentación se puede indicar como categoría el rango EN-NT (explicando los motivos que lo justifican) y los evaluadores deben elegir la categoría más plausible, que puede ser por ejemplo VU. Esta decisión dependerá del nivel de precaución (véase el [apartado 3.2.3](#)) y también debe justificarse.

El [apartado 4.5](#) contiene orientaciones específicas para manejar la incertidumbre al evaluar según el criterio A un taxón que cuenta con subpoblaciones múltiples o ampliamente distribuidas. Se indican en él directrices claras sobre cómo utilizar estimaciones inciertas, sobre la incertidumbre en el modelo de disminución de la población y sobre el uso de datos expresados en distintas unidades de abundancia.

3.2.5 *La documentación de la incertidumbre y la interpretación de las clasificaciones*

La clasificación de un taxón específico en la Lista Roja no indica por sí misma el grado de incertidumbre vinculado con su evaluación, lo que puede complicar y restar valor a la interpretación de las clasificaciones. Cuando al evaluar los criterios se utiliza una gama de valores plausibles para cada cantidad, cabe la posibilidad de que se obtenga también una gama de categorías posibles, lo que reflejaría la incertidumbre en los datos. Sin embargo, en la Lista Roja figurará solamente una única categoría, conjuntamente con los criterios pertinentes. Dicha categoría estará basada en la actitud adoptada frente a la incertidumbre. Es importante destacar que en la documentación adjunta a la evaluación debe especificarse toda la gama de categorías posibles, así como las posturas de los evaluadores ante la incertidumbre. La inclusión en la documentación de informaciones sobre la incertidumbre permite a los usuarios de la Lista Roja tener acceso a una serie de datos importantes que les ayudarán a interpretar las clasificaciones y contribuirán a esclarecer eventuales dudas acerca de un problema o clasificación en particular.

3.2.6 *La incertidumbre y la aplicación de las categorías Datos Insuficientes y Casi Amenazado*

El nivel de incertidumbre de los datos utilizados en las evaluaciones puede incidir o no en la aplicación de las categorías Datos Insuficientes y Casi Amenazado. El [apartado 10](#) incluye orientaciones sobre cómo aplicar estas categorías.

4. Definiciones de los términos utilizados en los Criterios y su cálculo

Es indispensable entender bien los términos utilizados en las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN para poder evaluar correctamente los taxones. Los términos que figuran a continuación se definen en las páginas 10-13 de las *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN (versión 3.1)* (UICN 2001, 2012b). Dichas definiciones se reproducen aquí acompañadas por orientaciones complementarias para facilitar su interpretación y cálculo.

4.1 Población y tamaño poblacional (criterios A, C y D)

“En los Criterios de la Lista Roja, el término población se utiliza en una acepción específica que difiere del sentido biológico habitual. Por razones prácticas, principalmente vinculadas a las diferencias entre formas de vida, el tamaño poblacional se expresa únicamente como el número de individuos maduros. En el caso de los taxones cuyo ciclo de vida depende forzosamente, ya sea en todo o en parte, de otros taxones, hay que utilizar unos valores biológicamente apropiados para el taxón hospedero.” (UICN 2001, 2012b)

La definición anterior significa que una población (en el sentido con que se emplea en UICN 2001, 2012b) comprende la totalidad de los individuos del taxón (maduros y en otros estadios de desarrollo) en toda su área de distribución. Sin embargo, conviene destacar que los términos población y tamaño poblacional no son sinónimos. En la definición de tamaño poblacional hay dos aspectos importantes a tener en cuenta: en primer lugar, el tamaño de la población se expresa únicamente en términos de individuos maduros, por lo que la interpretación de esta definición depende en buena medida de la acepción que se da al concepto de individuos maduros, que se examina en el [apartado 4.3](#). Y, en segundo lugar, el tamaño poblacional es la cifra total de individuos maduros existente en todas las áreas; por lo tanto, aunque una parte del taxón esté repartida en subpoblaciones que puedan considerarse como poblaciones diferenciadas en un sentido biológico general, a los efectos de los criterios, para medir el tamaño poblacional del taxón se utiliza el número total de individuos maduros existentes en todas las áreas (o en todas las subpoblaciones).

4.2 Subpoblaciones (criterios B y C)

“Las subpoblaciones se definen como grupos de la población diferenciados entre sí por razones geográficas o por otros factores y entre los que existe escaso intercambio genético o demográfico (por regla general, como máximo una migración con éxito de un individuo o gameto al año)” (UICN 2001, 2012b).

La importancia de las subpoblaciones en los criterios guarda relación con los riesgos adicionales a los que se enfrentan los taxones cuando la población está subdividida en muchas unidades espaciales pequeñas o cuando la mayoría de los individuos están concentrados en una unidad de esas características. Los métodos operativos para determinar el número de subpoblaciones pueden variar en función del taxón; en el caso de las especies de árbol, por ejemplo, se puede definir una subpoblación como un segmento con un espacio diferenciado de la población que experimenta una migración insignificante o insatisfactoria desde el punto de vista reproductivo (de semillas o polen) respecto de otras subpoblaciones.

Si bien existe escaso intercambio demográfico o genético entre subpoblaciones, dicha situación no es forzosamente sinónimo de aislamiento total a los efectos que nos interesan aquí; en otras

palabras, las subpoblaciones no están forzosamente aisladas de forma completa. Incluso las especies de gran movilidad pueden tener múltiples subpoblaciones, dado que una movilidad elevada no siempre es garantía de conectividad genética o demográfica. Para ilustrarlo con un ejemplo: aunque una especie migre miles de kilómetros cada año, si es muy fiel a sus áreas de nacimiento y reproducción, puede haber escasos dispersores entre subpoblaciones dentro del área de reproducción; por ende, es necesario en tal caso reconocer la existencia de varias subpoblaciones.

4.3 Individuos maduros (criterios A, B, C y D)

“El número de individuos maduros es el número conocido, estimado o inferido de individuos capaces de reproducirse. Para estimar este número, hay que tener en cuenta los siguientes puntos:

- Individuos maduros que nunca producirán descendientes no se deberían contar (p. ej. cuando las densidades son muy bajas para la fertilización).
- En el caso de poblaciones con sesgos en la proporción de adultos o de sexos es apropiado usar estimaciones más bajas para el número de individuos maduros, para tener en cuenta dicho sesgo.
- Cuando el tamaño de la población fluctúa, debe usarse el tamaño estimado más bajo. En la mayoría de los casos éste será mucho menor que la media.
- Las unidades reproductoras dentro de un clon deben ser contadas como individuos, excepto cuando dichas unidades sean incapaces de sobrevivir por si solas (p. ej. corales).
- En el caso de taxones que pierden de forma natural todos o una parte de los individuos maduros en algún momento de su ciclo de vida, la estimación debería hacerse en el momento apropiado, es decir, cuando los individuos maduros están disponibles para la reproducción.
- Los individuos reintroducidos deben haber producido descendencia fértil antes de que puedan ser contados como individuos maduros.” (UICN 2001, 2012b)

4.3.1 Observaciones sobre la definición de individuo maduro

Esta definición de individuo maduro difiere ligeramente de la que figuraba en la versión 2.3 de las Categorías y Criterios de la Lista Roja (UICN 1994). Algunos grupos estiman que la última definición es menos prudente y menos precisa que la anterior, y que puede conducir a que determinados taxones pasen a una categoría inferior (p. ej., los reproductores cooperativos obligados) aun cuando su riesgo de extinción no haya variado. Cabe subrayar aquí que la definición del concepto de individuo maduro tiene por objeto permitir que en la estimación del número de individuos maduros se tomen en consideración todos aquellos factores por los que un taxón puede ser más vulnerable de lo que cabría esperar de otro modo. La lista de puntos incluida en la definición no es exhaustiva y no debe limitar la interpretación del concepto por parte del evaluador, siempre y cuando la estimación se refiera al número conocido, estimado o inferido de individuos capaces de reproducirse. "Reproducción" significa la producción de descendencia (no solo el apareamiento o el despliegue de otro comportamiento reproductivo). La capacidad del evaluador de estimar o inferir qué individuos son capaces de reproducirse es de vital importancia y depende en gran medida de las características específicas del taxón o grupo. Los juveniles, los senescentes, los individuos cuya función reproductora está inhibida y los pertenecientes a subpoblaciones cuya densidad es demasiado baja como para posibilitar una fecundación nunca producirán descendencia, por lo que no deben contabilizarse como individuos maduros. En numerosos taxones, por otro lado, existe un contingente de individuos no reproductores (por ejemplo, cuya función reproductora está inhibida) que se transformarán rápidamente en reproductores si un individuo maduro muere; estos individuos pueden ser

considerados como capaces de reproducirse. Por ejemplo, en el caso de las abejas y hormigas sociales suelen haber solo una o pocas hembras reproductoras ("reinas") cada vez, aunque esas nuevas reinas pueden proceder de larvas en desarrollo o de individuos trabajadores suprimidos desde el punto de vista reproductivo, en el caso de que una reina activa tuviera que morir. Un modelo posible para el número de «individuos maduros» en esas sociedades podría ser el número de reinas * 10 (una expresión para el número de posibles reinas que verdaderamente podrían producirse) * 2 (macho). En líneas generales, es aconsejable que decidan sobre esta cuestión evaluadores que conozcan bien la biología de la especie.

Estas consideraciones también se aplican a casos de poblaciones con sesgos en la proporción de adultos o de sexos. En esos casos, resulta adecuado utilizar estimaciones inferiores para el número de individuos maduros, que toman esto en cuenta. Una estimación inferior adecuada dependerá de si los individuos del sexo limitado son capaces de reproducirse desde el punto de vista biológico. Por ejemplo, si hay 100 machos y 500 hembras capaces de reproducirse, el número de individuos maduros sería < 600, tal vez tan pequeño como 200 (=100*2). Sin embargo, si este es el número real de individuos reproductores en varios años y hay otros 400 machos capaces de reproducirse (pero que no se reprodujeron en el año en que se recopilaron los datos), habría 1000 individuos maduros.

Cabe señalar que el tamaño poblacional efectivo (N_e) no puede utilizarse como una estimación de los individuos maduros. Una de las razones es que los individuos suprimidos desde el punto de vista reproductivo no contribuyen al cálculo de N_e , pero, como se ha explicado anteriormente, pueden contarse como individuos maduros.

En cuanto a aquellos taxones cuyo ciclo de vida depende forzosamente, de forma total o parcial, de otros taxones, la solución sería utilizar unos valores biológicamente apropiados de individuos maduros para el taxón hospedero. Cabe la posibilidad de que este número sea muy inferior a la cifra total de individuos maduros del taxón hospedero, dado que, generalmente, hay otros factores que impiden al taxón dependiente hacer uso de todos los individuos hospedadores.

El número de individuos maduros se puede estimar mediante la ecuación $d * A * p$, donde d es una estimación de la densidad de población, A una estimación del área, y p una estimación de la proporción de individuos que son maduros. Con frecuencia, sin embargo, este planteamiento da como resultado una estimación muy superior al número real de individuos maduros. Por ello, al aplicar esta fórmula es necesario prestar especial atención a lo siguiente: (a) el área debe elegirse correctamente y d debe ser una estimación de la media en el conjunto de A (por ejemplo, la estimación tendrá un sesgo positivo si A se equipara a la EOO y d está basada en muestras procedentes de áreas con una densidad máxima), y (b) para seleccionar el valor p es preciso tener en cuenta los conocimientos existentes sobre el taxón (o taxones afines) y no utilizar un valor por defecto (por ejemplo, 0,5), dado que la proporción de individuos maduros de una población varía notablemente entre taxones. Para delimitar la estimación del número de individuos maduros se pueden fijar límites para cada uno de los valores d , A y p . El valor obtenido por este método será una *estimación* si los valores correspondientes a d , A y p son, a su vez, estimaciones, pero habrá de considerarse una *inferencia* si uno o más de dichos valores están basados también en inferencias.

4.3.2 *Organismos coloniales o modulares, como corales, algas, briófitas, hongos y numerosas plantas vasculares*

A diferencia de un organismo unitario, como los vertebrados, un insecto y muchas plantas vasculares, el crecimiento y el desarrollo de un organismo colonial (modular) clonal es un

proceso repetitivo en el que van añadiéndose “módulos” paso a paso a la estructura existente. En principio, el crecimiento de un organismo modular no termina nunca y no tiene una forma, tamaño o edad finales. A veces, un organismo modular (la colonia clonal o geneto) consta de varias partes (rametos) que pueden estar más o menos aisladas entre sí. Por ello, no siempre es fácil definir claramente qué constituye un *individuo maduro* en un organismo colonial o modular. Aun así, es importante definir el concepto de *individuo maduro* aplicado a este tipo de organismos, dado que el término se utiliza en los criterios C y D para captar los efectos de las amenazas y la estocasticidad demográfica sobre una población poco numerosa. Al definir a los ‘individuos maduros’ en relación con los organismos coloniales, es importante detectar entidades comparables en estocasticidad demográfica y propensión a la extinción en una población de individuos de animales diferenciados. En el caso de algunos taxones (p. ej., corales que forman arrecifes), también puede resultar de utilidad considerar qué entidad suele vivir, resultar herida y morir como una unidad.

Como norma general, el rameto, es decir la entidad más pequeña capaz de sobrevivir de forma autónoma y de reproducirse (sexual o asexualmente), deber ser considerado como un *individuo maduro*. Las unidades reproductoras dentro de un clon deben ser contadas como individuos, excepto cuando dichas unidades sean incapaces de sobrevivir por si solas (UICN 2012b). Por ejemplo: cuando el organismo presenta unidades claramente distinguibles, cada unidad debe contabilizarse como un individuo maduro. Cabe mencionar por ejemplo un penacho (p. ej., *Ulota*) o un cojinete diferenciado (p. ej., *Brachythecium*) de briófitas, un talo de líquen (p. ej., *Alectoria*) o un líquen folioso (p. ej., *Parmelia*), o una entidad diferenciada de coral (p. ej., de coral cerebro, *Diploria*, o de coral sol, *Tubastrea*).

Si la delimitación de los rametos no resulta fácil, pero la especie vive en una unidad de sustrato diferenciada y relativamente pequeña que esté limitada por algún tipo de materia, por ejemplo, estiércol de vaca, una hoja o una rama de árbol muerta, cada una de las unidades colonizadas por la especie debe contabilizarse como un solo individuo maduro. En muchos otros casos, como los corales formadores de arrecifes, líquenes que crecen en acantilados y hongos que crecen en el suelo, el organismo se desarrolla en entidades grandes, más o menos continuas, que podrían dividirse en unidades de menor tamaño sin causar un daño apreciable al organismo. En principio, se debe contabilizar como un individuo maduro la menor de las entidades (rameto) en que puede dividirse un organismo sin causarle la muerte ni impedir su reproducción. Obviamente, a menudo se desconoce cuál es esa entidad. En estos casos, puede resultar necesario aplicar un enfoque pragmático a la definición del concepto de individuo maduro. Veamos algunos ejemplos de posibles interpretaciones del término *individuo maduro*:

- En el caso de organismos difusos que son totalmente visibles en un hábitat continuo (p. ej., los corales que forman arrecifes, los tapetes de algas), los evaluadores pueden partir de la hipótesis de que un área promedio está ocupada por un individuo maduro y calcular el número de individuos maduros a partir del área que abarca el taxón. El área que abarca el taxón debería estimarse en una escala (tamaño de rejilla; p. ej. 1 m²); es decir, un tamaño tan cercano como viable para el área que supuestamente debe ser ocupada por un único individuo maduro. (Sin embargo, cabe señalar que la AOO debe seguir estimándose mediante las rejillas de 2×2 km.)
- En el caso de los organismos difusos que no son totalmente visibles y viven en un hábitat continuo (p. ej., los hongos miceliales subterráneos), los evaluadores pueden partir de la hipótesis de que cada presencia registrada separada de las demás por una distancia mínima representa un número hipotético de individuos. Así, por ejemplo, se puede suponer que cada carpóforo visible representa diez individuos maduros, siempre y cuando entre ellos exista

una separación de 10 metros como mínimo. Este tipo de hipótesis es necesario porque raramente se conoce el tamaño o la superficie del micelio de un hongo.

- En el caso de los organismos difusos que viven en parcelas de hábitat diferenciadas (p. ej., hongos más o menos ocultos en la madera muerta), cada parcela (tronco colonizado por la especie) puede contabilizarse —a falta de mejor información— como un número de 1 a 10 individuos maduros, según el tamaño del árbol.

En cualquier caso, se recomienda que los autores de las evaluaciones de la Lista Roja especifiquen de qué forma han utilizado el término *individuo maduro*.

4.3.3 Peces

En muchos taxones de peces marinos, el potencial reproductor está estrechamente vinculado con el tamaño corporal. Dado que la explotación pesquera suele reducir la edad y la talla medias de los individuos, al evaluar la disminución del número de individuos maduros es posible que se subestime la gravedad de la misma. Este factor debe tenerse en cuenta al evaluar el decremento poblacional. Uno de los métodos posibles consiste en estimar la reducción de la biomasa de individuos maduros en lugar del número de los mismos al aplicar el criterio A, en el que la biomasa constituye un “índice de abundancia apropiado para el taxón”.

4.3.4 Organismos que cambian de sexo

Muchos taxones marinos tienen la capacidad de cambiar de sexo a medida que crecen. En dichos taxones, es posible que la proporción de sexos esté fuertemente sesgada hacia el sexo de menor tamaño. Los criterios admiten la posibilidad de que el número de individuos maduros refleje ese sesgo en la proporción de sexos utilizando una estimación inferior del número de individuos maduros. En este tipo de organismos, por otra parte, cualquier cambio en la proporción de sexos debe considerarse como un indicador de la presencia de perturbaciones en la población, lo que, a su vez, puede suponer un motivo adicional de preocupación en cuanto a la conservación porque el sexo de mayor tamaño (que ya es el menos numeroso) suele presentar una mayor mortalidad por captura o explotación. En estos casos, para estimar el número de individuos maduros se puede multiplicar por dos el número medio de individuos del sexo de mayor tamaño (o menos numeroso).

4.3.5 Árboles

No deben contabilizarse como individuos maduros los árboles que florecen sin producir semillas viables. *Bailonella toxisperma*, por ejemplo, florece por primera vez a los 50-70 años de edad y aún tarda unos 20 años más en dar fruto. *Sequoiadendron giganteum*, por el contrario, puede producir semillas antes de alcanzar los 20 años de edad y seguir haciéndolo durante 3000 años. Pese a ello, es posible que no todos los árboles de edades comprendidas en dicha franja sean individuos maduros si la población incluye cierto número de individuos cuya función reproductora está inhibida. En caso de no disponer de información suficiente acerca de la edad de fructificación, deben contabilizarse como individuos maduros aquellos que presenten un tamaño reproductivo típico; las estimaciones de los taxones que forman un dosel arbóreo, por ejemplo, no deben incluir aquellos ejemplares que se encuentren por debajo del mismo. Los clones vegetales, los taxones apomícticos y los taxones con capacidad de autofertilizarse sí pueden clasificarse como individuos maduros, pero únicamente a condición de que produzcan descendencia viable y de que su supervivencia no dependa de otros clones.

Si no se puede calcular el número de individuos maduros, pero existe información sobre el tamaño total de la población, la cantidad de individuos maduros podría inferirse de este último dato.

4.4 Generación (criterios A, C1 y E)

“La duración de una generación es la edad promedio de los padres de la presente cohorte (p. ej. individuos recién nacidos de la población). Por tanto, la duración de la generación refleja la tasa de renovación de los individuos reproductores de una población. Es mayor que la edad de la primera reproducción y menor que la edad del individuo reproductor más viejo, con excepción de los taxones que sólo se reproducen una vez. Cuando la duración de la generación cambia bajo amenazas, debe utilizarse el valor previo al problema, es decir la duración más natural.” (UICN 2001, 2012b).

En general, los parámetros temporales utilizados en los criterios se deben poner a escala en función de las distintas tasas de supervivencia y reproducción de los taxones; se utiliza para ello la duración de la generación. La definición actual del concepto de duración de una generación se ha malinterpretado en muchos casos; las dificultades observadas se presentan sobre todo en lo tocante a los aspectos siguientes: taxones muy longevos; taxones cuya fecundidad y mortalidad presentan variaciones relacionadas con la edad; variación de la duración de una generación en condiciones de explotación; cambios medioambientales y variación entre los sexos. En este apartado se examinan algunos de los métodos que se consideran aceptables para estimar la duración de una generación.

También cabe extrapolar datos tales como la duración de una generación a partir de otros taxones afines y mejor conocidos, y aplicarlos a taxones poco conocidos y potencialmente amenazados.

Desde el punto de vista formal, existen varias definiciones del concepto de duración de la generación: la indicada previamente; la edad media a la que una cohorte de individuos recién nacidos produce descendencia; la edad a la que se alcanza un 50% del rendimiento reproductivo total; la edad media de los progenitores de una población con una distribución de edades estable; o el tiempo necesario para que la población crezca por su tasa de renovación. Todas estas definiciones requieren disponer de información específica por edades y sexos acerca de la supervivencia y la fecundidad, y la mejor manera de calcularlas es utilizar una tabla de vida (véase la opción 1, a continuación). Según el taxón de que se trate, hay otros métodos que también pueden proporcionar una buena aproximación (p. ej., opciones 2 y 3). Deben evitarse en lo posible estimaciones poco precautorias que puedan sesgar la estimación de la duración de la generación, por lo general subestimándola. La duración de una generación se puede estimar de varias maneras:

1. La edad media de los progenitores de la población, tomando para ello la ecuación

$$G = \frac{\sum x l_x m_x}{\sum l_x m_x}$$

donde las sumas van desde la edad (x) 0 hasta la última edad reproductiva; m_x es (proporcional a) la fecundidad a la edad x; y l_x es la supervivencia hasta la edad x (es decir, $l_x = S_0 \cdot S_1 \cdots S_{x-1}$, en que S es la tasa de supervivencia anual y $l_0 = 1$ por definición). Esta fórmula se ilustra en la hoja de cálculo que figura en el archivo adjunto (véase abajo). Para utilizarla, basta con seguir las instrucciones que figuran en el archivo, prestando atención a las definiciones exactas de los parámetros requeridos.

2. $1/\text{mortalidad adulta} + \text{edad de la primera reproducción}$. Esta aproximación resulta útil si se conoce bien la mortalidad anual posterior a la edad de la primera reproducción y si la mortalidad y la fecundidad no cambian con la edad una vez superada la edad de la primera reproducción (es decir, si no hay senescencia). Muchas especies presentan senescencia, con una mortalidad que aumenta con la edad a la par que disminuye la fecundidad; en dichas especies, esta fórmula sobrestimará la duración de la generación (en estos casos, utilice la hoja de cálculo anteriormente mencionada). Para la edad de la primera reproducción, utilice la edad en la que los individuos producen descendencia por vez primera en estado silvestre (que puede ser más tarde cuando sean biológicamente capaces de reproducirse), promediada sobre todos los individuos capaces de reproducirse. Si la primera reproducción (producción de descendencia) suele ocurrir a los 12 meses, utilice 0, no 1; si se produce entre los 12 y los 24 meses, utilice 1, etc. (Véase más abajo información más detallada sobre la definición de "edad").
3. $\text{edad de la primera reproducción} + [z * (\text{duración del período reproductivo})]$, donde z es un número entre 0 y 1; z suele ser $<0,5$ en función de la supervivencia y la fecundidad relativa de los individuos jóvenes de la población con respecto a los individuos viejos. Por ejemplo, en el caso de los mamíferos, dos estudios estimaron $z=0,29$ y $z=0,284$ (Pacifi *et al.* 2013, Keith *et al.* 2015). Para más detalles sobre la edad de la primera reproducción, véase el punto (2) que antecede. Esta aproximación resulta útil cuando los únicos datos disponibles son las edades de la primera y última reproducción, pero puede ser difícil encontrar el valor correcto de z . En términos generales diríamos que, para una duración dada del período reproductivo, el valor z es más bajo con una mortalidad más elevada durante los años reproductivos y, por el contrario, más alto con una fecundidad relativa sesgada hacia las clases de mayor edad. La hoja de cálculo anteriormente mencionada permite comprobar cómo afecta a la duración de la generación una desviación respecto a estas hipótesis. Cabe destacar que la duración del período reproductivo depende de la longevidad en estado silvestre, que no es un parámetro demográfico bien definido porque su estimación suele depender sensiblemente del tamaño de la muestra.
4. La duración de la generación (así como la edad de la primera reproducción para (2) y (3) anteriores) debe calcularse sobre todos los individuos capaces de reproducirse. Si la estimación de la duración de la generación difiere entre machos y hembras, deberá calcularse como un promedio ponderado, en el que la ponderación equivalga al número de individuos capaces de reproducirse de los dos sexos. Sin embargo, si los dos sexos son afectados de forma distinta por alguna amenaza, esto deberá ser tomado en cuenta y deberá utilizarse la duración de la generación previa al problema para ambos sexos antes de calcular el promedio ponderado (véase más abajo información más detallada sobre la duración de la generación previa al problema).
5. en los taxones parcialmente clonales, la duración de la generación debe promediarse entre los individuos de la población que se reproducen de forma sexual y asexual, ponderados en función de su frecuencia relativa.
6. en el caso de las plantas con bancos de semillas, hay que utilizar el período juvenil + o bien la semivida de las semillas en el banco o la mediana de tiempo para alcanzar la germinación, escogiendo entre los dos el dato que se conozca con mayor exactitud. La semivida de un banco de semillas suele oscilar entre <1 y 10 años. Si se utiliza la hoja de cálculo para este tipo de especies, introduzca el banco de semillas como una o varias clases de edad distintas, según el tiempo medio de permanencia en el banco de semillas.

La fórmula proporcionada en la opción 1 se aplica en el libro de trabajo (hoja de cálculo) [Generation Length Workbook SP.xls](#), que se encuentra disponible en <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/red-list-documents> (en el apartado "Red List Assessment Tools"). Este libro de trabajo también es útil para examinar los efectos de varios supuestos en las opciones 2 y 3 sobre la duración de la generación calculada.

El uso correcto de los métodos descritos anteriormente requiere definir la "edad" de un modo específico. La definición afecta, por ejemplo, a la edad de la primera reproducción para las ecuaciones de las opciones (2) y (3) anteriores, así como a la fecundidad (F) como función de la edad para la ecuación de la opción (1) y en la hoja de cálculo. A efectos de estos métodos, un individuo tiene cero años hasta que cumple un año de vida. En el caso de las especies con una temporada de reproducción diferenciada (p. ej., muchas especies en regiones templadas), $F(0)$ es el número de descendientes producidos por individuo en la temporada de reproducción siguiente a la que el individuo nació, con independencia de cómo se haya calculado la edad. En general (incluidos otros tipos de historias naturales, como las especies sin una "temporada de reproducción" específica o con una más prolongada), $F(0)$ corresponde al número de descendientes producidos en sus primeros 12 meses de vida. En el caso de emplearse una definición alternativa, deberán modificarse las fórmulas en consonancia. Por ejemplo, si la edad se define de modo que la edad correspondiente a la primera reproducción sea 1 (no cero) si la primera reproducción se produce a los 12 meses, la fórmula de (2) debería ser "1/mortalidad adulta + edad de primera reproducción - 1".

Las opciones 2 y 3 son válidas aun en el caso de que el intervalo entre nacimientos sea superior a un año; en este caso, para realizar un cálculo más preciso basta con emplear la hoja de cálculo (ver más arriba) y, en cada clase de edad, extraer el promedio de la fecundidad de todos los individuos (o hembras) de esa clase de edad (independientemente de que se hayan realmente reproducido o no a esa edad). La tasa de renovación mencionada en la definición no está directamente relacionada con el intervalo entre nacimientos, sino que refleja el tiempo medio que un grupo de individuos reproductores tarda en ser reemplazado por su descendencia.

No es necesario calcular una duración media o típica de la generación si hay subpoblaciones del taxón que presentan duraciones diferentes. En su lugar, utilice la duración de la generación de cada subpoblación para calcular la reducción a lo largo del número adecuado de generaciones y, seguidamente, calcule la reducción poblacional total (para el criterio A) o la disminución continua estimada total (criterio C1); utilice para ello una media ponderada de las reducciones calculadas para cada subpoblación, donde el coeficiente de ponderación es el tamaño que la subpoblación tenía tres generaciones atrás (para una explicación detallada de este punto, así como ejemplos, véase el [apartado 4.5.3](#)).

La razón por la que UICN (2001, 2012b) requiere la utilización de la duración de la generación "previa al problema" para poblaciones explotadas es evitar el efecto de modificación del cálculo de referencia. Este se surgiría porque la utilización de una duración de la generación actual y más breve (en una situación problemática, como una captura) podría dar lugar a una categoría de amenaza inferior (puesto que para calcular la reducción se utiliza un período más corto), lo que podría dar a una mayor captura. De este modo, la utilización de la duración de la generación en la captura representaría un caso de modificación del cálculo de referencia basado en un cambio causado por el impacto humano. La mortalidad por captura cambia la estructura de la edad y las tasas de supervivencia, y en algunos casos (p. ej., algunos mamíferos terrestres) la captura de

individuos más viejos permite a los más jóvenes, cuya reproducción ha sido suprimida por los individuos más viejos, reproducirse. Además, en muchos casos, la reducción en la duración de la generación es una respuesta demográfica (y no una respuesta genética) resultante de la sobreexplotación; esto puede reducir la capacidad de la especie para adaptarse a un entorno variable (expansión del riesgo) y dar lugar a una tasa de crecimiento de la población inferior y más variable, lo que incrementa la probabilidad de extinción. Incluso en los casos en que la respuesta cuenta con una base genética, representa una selección artificial que seguiría dando lugar a la modificación del cálculo de referencia descrita anteriormente.

4.5 Reducción (criterio A)

“Una reducción es una disminución en el número de individuos maduros de por lo menos la cantidad (%) definida por el criterio en el período de tiempo (años) especificado, aunque la disminución no continúe necesariamente después. Una reducción no debería interpretarse como parte de una fluctuación natural a menos que haya evidencia firme para ello. La fase descendente de una fluctuación natural normalmente no se considerará como reducción.” (UICN 2001, 2012b)

En los subapartados siguientes, se examinan varios enfoques respecto del cálculo de la reducción poblacional, incluidos métodos estadísticos (4.5.1) y modelos poblacionales (4.5.2). Entre las principales cuestiones incluidas en el cálculo de reducciones poblacionales mediante métodos estadísticos se incluyen los patrones de decremento, así como los métodos de extrapolación basados en esos patrones. Por último, se examinan los métodos para combinar información de múltiples regiones o subpoblaciones para calcular la reducción del taxón (4.5.3). Los métodos examinados en estos apartados también son válidos para calcular la disminución continua estimada (4.6), excepto por que el período de tiempo para calcular la disminución continua estimada depende de la categoría (p. ej., para CR, el período más largo, ya sea 10 años o tres generaciones).

Muchos de los cálculos examinados en los apartados siguientes se implementan en el libro de trabajo (hoja de cálculo) [CriterionA Workbook SP.xls](#), que se encuentra disponible en <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/red-list-documents> (en el apartado titulado "Red List Assessment Tools"). Asegúrese de comprobar todas las hojas del archivo.

4.5.1 Cálculo de la reducción poblacional mediante métodos estadísticos

Los modelos estadísticos pueden utilizarse para extrapolar tendencias poblacionales de modo que pueda calcularse una reducción de tres generaciones. El modelo a ajustar debe estar basado en el patrón de decremento (que puede ser exponencial, lineal, acelerado o un patrón más complejo), que se puede inferir a partir del tipo de amenaza. El supuesto patrón de decremento puede constituir una importante diferencia. Los evaluadores deberían indicar en qué se han basado para decidir la forma de la función de decremento. La mejor información sobre los procesos que contribuyen a los cambios en el tamaño de la población debe utilizarse para decidir la forma de la función de decremento que debe aplicarse en relación con un período de tres generaciones. En concreto, si se ajusta un modelo, sus hipótesis deberán justificarse mediante las características de historia natural, biología de hábitat, patrón de explotación u otros procesos de amenaza, etc. Por ejemplo:

- (1) Si un taxón está amenazado por la explotación, y la mortalidad por caza (proporción de individuos capturados) no cambia a medida que disminuye el tamaño de la población, es

probable que la población esté decreciendo exponencialmente, y éste será el modelo a introducir.

- (2) Utilizar un modelo lineal es adecuado cuando el número de individuos extraídos de la población anualmente (en lugar de su proporción respecto de la población total) sigue siendo el mismo a medida que cambia la población. Por ejemplo, si un taxón está amenazado por la destrucción de su hábitat y cada año se pierde una superficie similar de ese hábitat, es posible que se produzca una disminución lineal de la cantidad de individuos.
- (3) Un modelo con una tasa de declive acelerado es adecuado si los procesos de amenaza han aumentado en severidad con el paso del tiempo y afectan a la población de un modo cada vez más severo.
- (4) No hacen falta modelos, en cambio, cuando tan sólo se dispone de dos estimaciones del tamaño poblacional (al principio y al final del período especificado en los criterios); en este caso, la reducción se puede calcular a partir de estos dos puntos.

Es probable que los datos de población a partir de los cuales puede calcularse una reducción sean variables, y puede que no resulte evidente cuál pueda ser la mejor manera de calcular una reducción. Según la forma de los datos disponibles se puede ajustar un modelo lineal o exponencial (véase el [apartado 4.5.2](#)), utilizando los puntos inicial y final de la línea ajustada para calcular la reducción. Ajustar un modelo de la manera indicada ayuda a eliminar una parte de la variabilidad de los datos que podría ser atribuible a las fluctuaciones naturales y que, por tanto, no se debe tomar en consideración. El hecho de ajustar una serie temporal de más de tres generaciones o 10 años (según proceda) puede ofrecer una estimación más representativa de la reducción poblacional a largo plazo, especialmente si las poblaciones experimentan amplias fluctuaciones u oscilan con períodos superiores al período de la generación. Sin embargo, con independencia de la duración de la serie temporal, deberá calcularse la reducción para las tres generaciones más recientes o un período de 10 años (según convenga). [La Figura 4.1](#) muestra un ejemplo en que el período de tres generaciones va de 1920 al año 2000, aunque los datos disponibles pertenecen a 1900. La relación entre el número de individuos maduros y el tiempo se basa en todos los datos (línea discontinua), aunque la reducción se calcula en relación con el período de 1920 al año 2000.

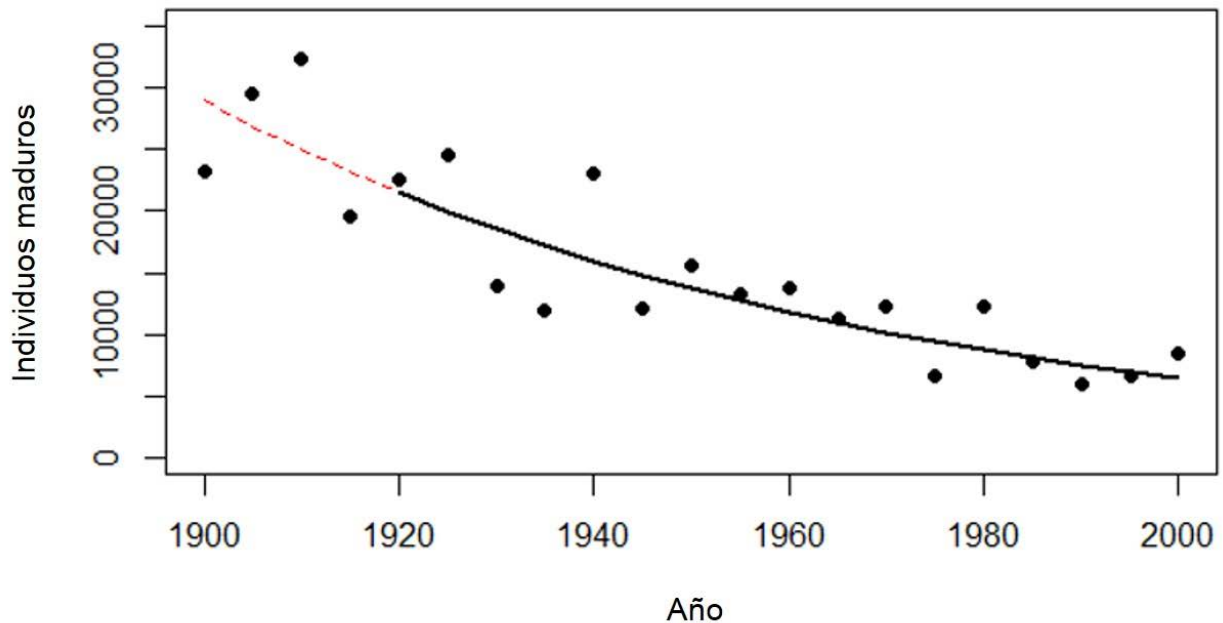


Figura 4.1. Ejemplo de utilización de datos para más de tres generaciones (1900 a 2000) para estimar una reducción durante el período de 1920 al año 2000.

En este apartado comentaremos brevemente varias hipótesis y explicaremos en qué casos se pueden aplicar. Considere una especie con un período de generación de 20 años y suponga que el tamaño poblacional es estimado en 20.000 en 1961 y en 14.000 en 1981 (estos datos se muestran en forma de marcadores cuadrados en los gráficos siguientes). Debemos extrapolar en el tiempo hacia atrás hasta 1941, y hacia adelante hasta 2001.

Las hipótesis más simples son las que no contemplan ninguna variación en los primeros años ni en los últimos. Por ejemplo: si suponemos que el declive no comenzó hasta principios de los años 1960, la reducción puede basarse en la población inicial de 20 000 individuos; y si es posible suponer que el declive se detuvo antes de 1981, podemos utilizar 14 000 como el tamaño poblacional actual ([Figura 4.2a](#)), lo que da lugar a una reducción del 30% ($1 - (14000/20000)$). Sin embargo, es necesario hacer una suposición sobre el patrón de declive si se sospecha que se ha producido cierto declive fuera de este período. La documentación, en cualquier caso, debe incluir una exposición de los motivos que justifican el modelo de declive supuesto.

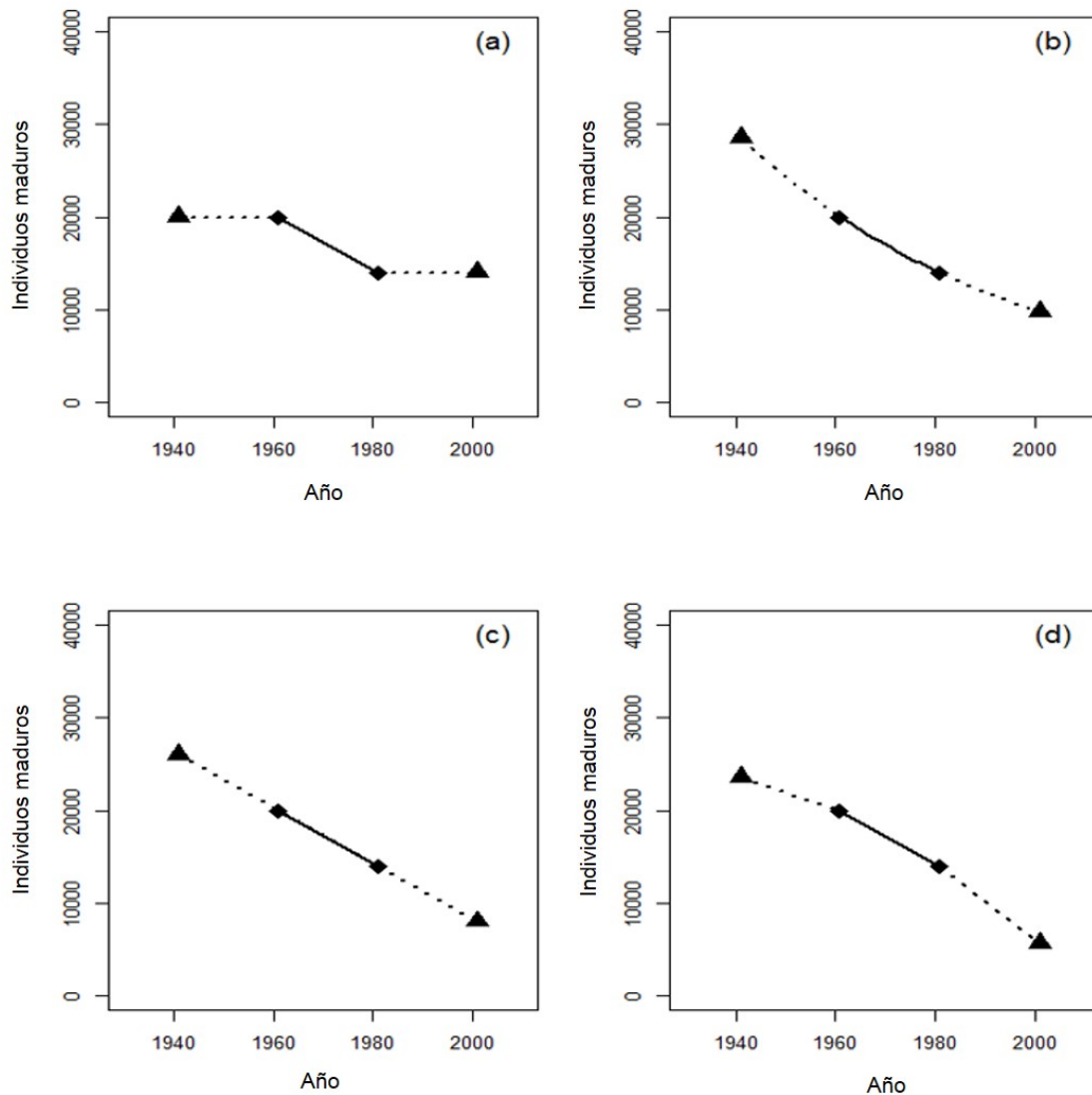


Figura 4.2. Ejemplos de estimación de la reducción poblacional, correspondientes a una evaluación realizada en 2001 de una especie con una duración de generación de 20 años. El tamaño poblacional se estimó en 20.000 en 1961 y en 14.000 en 1981; se realizaron extrapolaciones porque la reducción debe calcularse respecto de las tres últimas generaciones, de 1941 a 2001. En los cálculos se asume: (a) ningún cambio de 1941 a 1961 y de 1981 a 2001, (b) cambio exponencial entre 1941 y 2001, (c) decrecimiento lineal entre 1941 y 2001, y (d) disminución acelerada de 1941 a 2001.

Decrecimiento exponencial

Podemos suponer la existencia de un decrecimiento exponencial en aquellos casos en que se cree que la tasa proporcional de declive poblacional es constante. Por ejemplo, se puede suponer la existencia de un decrecimiento exponencial si el taxón está amenazado por la explotación, y la mortalidad debida a la caza (proporción de individuos muertos) no cambia a medida que el tamaño población disminuye. En el caso en que hay estimaciones del tamaño poblacional, la reducción se calcula mediante las ecuaciones:

$$\text{Reducción} = 1 - (\text{Cambio Observado})^{(3\text{Generaciones} / \text{Período Observado})}$$

Donde “Cambio Observado” es la proporción del segundo tamaño poblacional respecto del primer tamaño poblacional (en este caso $N(1981)/N(1961)$), y “Período Observado” es el número de años entre el la primera y la última observación. Por ejemplo, en la Figura 4.2b, el Cambio Observado es $14.000/20.000$ y el Período Observado es de 20 años. De ahí, la reducción

de 60 años en 65,7% [=1-(14.000/20.000)^(60/20)]. La tasa anual de cambio se calcula del modo siguiente:

$$\text{Cambio Anual} = (\text{Cambio Observado})^{(1/\text{Período Observado})}$$

Para este caso, la tasa anual de cambio es de 0,9823, lo que sugiere una tasa de declive anual aproximada del 1,8%. Este tamaño poblacional de hace tres generaciones puede estimarse como 28.571 [=20.000/0,9823²⁰], y la población actual como 9.800 [=14.000*0,9823²⁰] ([Figura 4.2b](#)). Para calcular las reducciones se puede utilizar la hoja de cálculo “Decrecimiento exponencial” del libro de trabajo **CriterionA_Workbook_SP.xls** mencionada anteriormente.

Decrecimiento lineal

En algunos casos, es posible que el número de individuos eliminados de la población (y no su proporción respecto de la población total) no haya variado. Por ejemplo, si una especie está amenazada por la pérdida de hábitat y cada año se pierde una superficie similar de éste, la consecuencia podría ser un decrecimiento lineal del número de individuos. Ello significa que la tasa de declive aumenta cada año, porque se pierde la misma cantidad de hábitat sobre un hábitat restante que va disminuyendo. Por tanto, no se puede calcular una sola tasa de declive (como porcentaje o proporción del tamaño poblacional), tal como hemos hecho en el caso del decrecimiento exponencial. En su lugar, podemos calcular la reducción anual en unidades del número de individuos:

$$\text{Reducción Anual en N} = (\text{Primera N} - \text{Segunda N}) / (\text{Período Observado})$$

donde "Primera N" es el tamaño poblacional observado al inicio del período observado, y "Segunda N" es el tamaño poblacional observado al final. En el ejemplo, la reducción anual es de 300 individuos ((20.000-14.000)/20). Ahora debemos calcular los tamaños poblacionales al inicio y al final del período de tres generaciones. Para ello, debemos calcular primero:

$$\begin{aligned} \text{Abundancia1} &= \text{Primera N} + (\text{Reducción Anual} * \text{Período1}) \\ \text{Abundancia2} &= \text{Segunda N} + (\text{Reducción Anual} * \text{Período2}) \end{aligned}$$

donde Abundancia1 es el tamaño poblacional calculado al inicio del período de tres generaciones y Abundancia2 es el tamaño poblacional calculado al final del mismo período. Abundancia1 y Abundancia2 se calculan a partir de la reducción anual calculada en cifras de individuos maduros, los dos tamaños poblacionales y el número de años transcurridos entre la obtención del primer tamaño poblacional y del segundo. Período1 es la diferencia en el número de años entre el inicio del período de tres generaciones y el año respecto del cual se encuentra disponible la primera observación del tamaño poblacional (1941 y 1961 en el ejemplo) y Período2 es la diferencia en el número de años entre el final del período de tres generaciones y el año respecto del cual se encuentra disponible la segunda observación del tamaño poblacional (1981 y 2001 en el ejemplo). Por último, calculamos la reducción proporcional de tres generaciones (porcentaje) del modo siguiente:

$$\text{Reducción} = (\text{Abundancia1} - \text{Abundancia2}) / \text{Abundancia1}$$

En el ejemplo, la reducción anual es de 300 individuos por año, por lo que el número de individuos en 1941 y 2001 sería de 26.000 [20.000+(300*20)] y 8.000 [14.000-(300*20)] respectivamente (marcadores triangulares de la [Figura 4.2c](#)), lo que da un porcentaje aproximado de reducción del 69,2% en tres generaciones. En este caso, la tasa de declive es solo del 23% para la 1ª generación, pero se incrementa hasta llegar al 43% para la 3ª generación. Para calcular las reducciones se puede utilizar la hoja de cálculo “Decrecimiento lineal” del libro de trabajo **CriterionA_Workbook_SP.xls** mencionada anteriormente.

Decrecimiento acelerado

Aunque un decrecimiento lineal del número de individuos significa que la tasa de declive está aumentando, este aumento puede ser aún más rápido y traducirse en un decrecimiento acelerado de dicho número de individuos. Esto puede ocurrir cuando aumentan los niveles de explotación, por ejemplo, porque se mata a un número creciente de individuos cada año como consecuencia del incremento de la población humana, o porque mejora la eficiencia de la captura o explotación.

Para extrapolar a partir de una hipótesis de decrecimiento acelerado, es necesario saber o suponer primero qué variación ha experimentado la tasa de declive. Así, en el ejemplo anterior, la disminución observada en una generación (de 1961 a 1981) es del 30%. Una hipótesis podría ser que la tasa de declive se ha duplicado en cada generación, pasando del 15% en la primera al 30% en la segunda y al 60% en la tercera. Esta hipótesis se traduciría en unas estimaciones de tamaño poblacional de 23.529 para 1941 ($20.000/(1-0,15)$) y 5.600 para 2001 ($14.000*(1-0,6)$), lo que daría una reducción aproximada del 76% en tres generaciones ([Figura 4.2d](#)). Por descontado, las diferentes hipótesis de cómo las tasas de declive puedan haber cambiado en el pasado arrojarán resultados diferentes.

Podemos aplicar el mismo enfoque para realizar el cálculo a partir de una hipótesis de decrecimiento en desaceleración.

Patrones de declive complejos

Se puede suponer que el declive haya seguido pautas distintas en distintas épocas. Por ejemplo, podemos suponer que el declive es de cero hasta la primera observación y que luego se vuelve exponencial. Ello nos daría una población de 20 000 en 1941 y de 9800 en 2001 y, por consiguiente, una reducción aproximada del 51% en tres generaciones.

Los ejemplos de la [Figura 4.2](#) se basan en dos valores para el número de individuos. Cuando existen múltiples estimaciones de tamaño poblacional, se deberán uniformar los datos, mediante por ejemplo una regresión ([Figura 4.1](#)). Al aplicar la regresión, es importante comprobar que la línea ajustada se corresponde con los datos. Por ejemplo, la [Figura 4.3](#) muestra un caso en que no es correcto utilizar un modelo lineal para los datos. En este caso se podría calcular una reducción como la proporción del tamaño poblacional medio correspondiente a los últimos ocho años (10.329) respecto del correspondiente a los años previos a la sobreexplotación (19.885). La reducción sería del 48% ($1-(10.329/19.885)$).

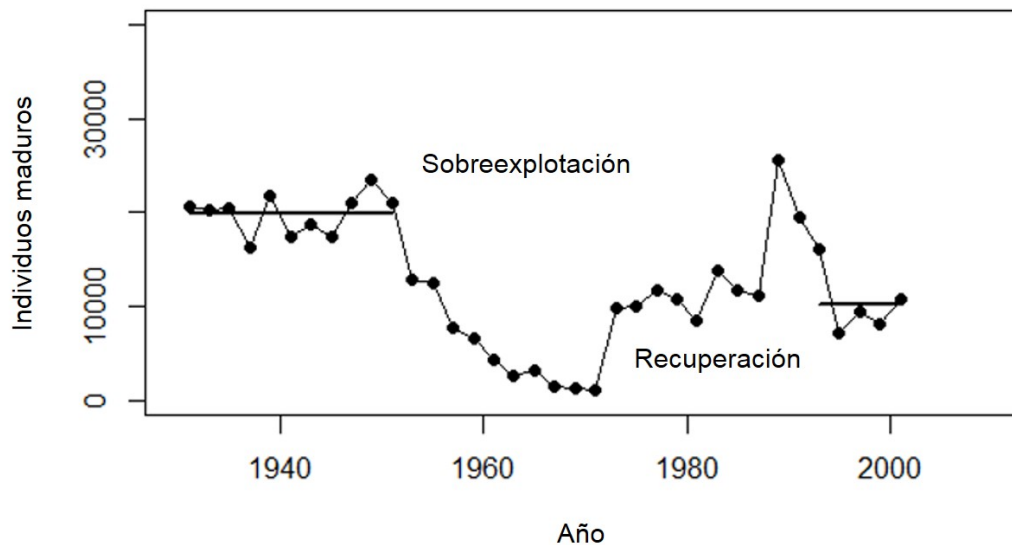


Figura 4.3. Un ejemplo de cálculo de la reducción de una población que sea inicialmente estable pero que posteriormente es objeto de sobreexplotación, tras la cual se produce una recuperación. La reducción se basa en el promedio de los tamaños poblacionales de los últimos años y los años antes de que se produjera la sobreexplotación.

Calcular las reducciones según la proporción del tamaño poblacional medio al inicio del período de tres generaciones respecto del tamaño poblacional medio al final del mismo período es adecuado siempre que haya evidencia de un cambio en la tendencia (p. ej., debido a cambios en procesos de amenaza). En cambio, la regresión (lineal o exponencial) debería utilizarse para calcular las reducciones en el caso de que no haya tal evidencia o que las estimaciones de tamaño poblacional sean muy imprecisas.

Por último, si no hay ninguna base para decidir entre diversas modalidades de declive, se puede expresar la tasa de declive como un número incierto, basándose para ello en los decrecimientos que predice cada modelo. Por ejemplo, en la serie de cuatro ejemplos de la [Figura 4.2](#) anterior, la tasa de declive puede expresarse como el intervalo 66%-69%, si se consideran plausibles los patrones de decrecimiento tanto exponencial como lineal, o como el intervalo 30%-76%, en el caso de que las cuatro posibilidades examinadas se consideren plausibles.

4.5.2 Cálculo de la reducción poblacional mediante modelos poblacionales

La reducción poblacional pasada y futura puede calcularse mediante modelos poblacionales, siempre que: (i) el modelo cumpla los requisitos descritos en el [apartado 9](#) ("Cómo aplicar el Criterio E"), (ii) los efectos de los niveles futuros de amenaza se incluyan en el modelo poblacional, representado como cambios en los parámetros de modelo, y (iii) los resultados del modelo no sean incoherentes con los cambios previstos en las tasas de declive actuales o recientes. Al utilizar un modelo poblacional para proyectar una reducción conforme al criterio A3, debería utilizarse el promedio o la media de las proyecciones de una variedad de escenarios plausibles para calcular la mejor estimación de la magnitud de la reducción proyectada. Las evaluaciones pueden basarse en la mejor estimación, con un límite inferior o superior, pero, por motivos de transparencia, los evaluadores deberán proporcionar una justificación de su elección en el caso de que se utilice un valor distinto de la mejor estimación. Se puede utilizar la variabilidad proyectada para cuantificar la incertidumbre. Por ejemplo, los cuartiles superior e inferior de la magnitud proyectada de la reducción futura (p. ej., reducciones con probabilidad del 25% y el 75%) pueden considerarse a la hora de representar un rango plausible de reducción proyectada, y utilizarse para incorporar incertidumbre en la evaluación, tal como se describe en

los apartados [3.2](#) y [4.5.3](#). Los límites sobre el rango plausible deberían incorporar la incertidumbre de los modelos, así como el error de medición; o debería proporcionarse una justificación de la estructura de los modelos, así como el motivo por el cual resulta el más adecuado en vista de la incertidumbre de los modelos.

4.5.3 Taxones con subpoblaciones múltiples o ampliamente distribuidas

En el presente apartado se abordan cuestiones relativas a la presentación y el uso de la información disponible sobre las subpoblaciones (o sobre ciertas partes del área de distribución) de un taxón de amplia distribución al evaluarlo según el criterio A. En estos taxones, se recomienda presentar los datos disponibles sobre las reducciones pasadas esquematizándolos en una tabla que incluya todas las subpoblaciones (o partes del área de distribución) conocidas y que indique como mínimo dos de los tres valores siguientes para cada subpoblación:

1. el tamaño de la población estimada en un punto en el tiempo próximo a tres generaciones atrás¹, así como el año de dicha estimación;
2. el tamaño de la población estimada más reciente, con el año correspondiente;
3. la reducción sospechada o inferida (en %) a lo largo de las tres últimas generaciones.

Si existen estimaciones de abundancia correspondientes a años distintos de los indicados en (1) o (2), hay que incluirlas en columnas separadas de la misma tabla. En otra columna adicional debe figurar asimismo un resumen de toda la información cualitativa disponible sobre las tendencias pasadas de cada subpoblación, así como las cantidades calculadas a partir de los datos presentados (véanse los ejemplos que se indican a continuación).

Hay tres requisitos importantes a tener en cuenta:

- (a) Los valores deben basarse en estimaciones o índices del número de individuos maduros. Si se basan en índices, hay que incluir una nota que explique la relación supuesta entre los valores de estos índices y el número de individuos maduros, y qué hipótesis deben cumplirse para que esta relación sea válida.
- (b) No debe haber solapamientos entre subpoblaciones. Esto no significa que no haya dispersión entre subpoblaciones ni que ésta sea poco común. El propósito de este requisito es evitar en la medida de lo posible los dobles recuentos.
- (c) La suma de todas las subpoblaciones debe abarcar la totalidad del taxón. Si esto no resulta posible, una “subpoblación” llamada *Resto* deberá incluir una estimación del número total de individuos maduros que no forman parte de las subpoblaciones de la lista. Al igual que las demás, esta estimación puede presentar cierto grado de incertidumbre (véanse las explicaciones siguientes).

Si no se cumplen estos requisitos, el taxón no podrá ser evaluado según el criterio A.

Aunque en el presente apartado nos referimos a las subpoblaciones, lo comentado sirve para cualquier tipo de subunidad del taxón que no se superponga con otras, como, por ejemplo, distintas partes del área de distribución del taxón. En el siguiente subapartado (“*Estimación de la reducción total*”) abordaremos los métodos básicos de uso de esta clase de tablas de datos para evaluar un taxón según el criterio A. En muchos casos, habrá incertidumbre, porque los tamaños de las subpoblaciones no se conocen con precisión, se encuentran en diferentes unidades para

¹ Los criterios mencionan el período más largo entre 10 años o tres generaciones. En aras de la claridad, sin embargo, en este apartado únicamente nos referiremos a las tres generaciones.

diferentes subpoblaciones, o están disponibles sólo a partir de una o pocas subpoblaciones. Estos casos se examinan más adelante en un subapartado titulado “*Cómo manejar la incertidumbre*”.

Estimación de la reducción total

Para evaluar un taxón según el criterio A, es preciso estimar la reducción total registrada a lo largo de las tres últimas generaciones. Tomando todos los datos disponibles, calcularemos la reducción como la media de todas las subpoblaciones, ponderada por el tamaño estimado de cada subpoblación tres generaciones atrás. Las inferencias sobre las posibles reducciones no deben basarse en información relativa a una única subpoblación (por ejemplo, la que disminuye con mayor rapidez, la más estable, la de mayor tamaño o la más pequeña)².

Los métodos recomendados para estimar una reducción se explican a continuación a través de una serie de ejemplos que se refieren, en todos los casos, a un taxón con una duración generacional de 20 años, evaluado en 2001 (es decir que, en estos ejemplos, “presente” significa el año 2001 y “tres generaciones atrás” corresponde a 1941). Todos los ejemplos del presente apartado están basados en datos expresados en la misma unidad para todas las subpoblaciones; la cuestión del uso de diferentes unidades se analiza en el subapartado siguiente (“*Cómo manejar la incertidumbre*”).

La hoja de cálculo “Poblaciones múltiples” del libro de trabajo **CriterionA_Workbook.xls** (mencionada al inicio del apartado 4.5) puede utilizarse para calcular reducciones mediante datos de múltiples poblaciones.

Ejemplo 1: Disponemos de estimaciones de tamaños poblacionales del pasado (3 generaciones atrás) y del presente.

Subpoblación	Pasado	Presente
Océano Pacífico	10 000 (1941)	5000 (2001)
Océano Atlántico	8000 (1941)	9000 (2001)
Océano Índico	12 000 (1941)	2000 (2001)
<i>Total</i>	30 000 (1941)	16 000 (2001)

En este caso (el más sencillo), se suman todos los tamaños poblacionales del pasado (30 000) y todos los del presente (16 000), con lo que obtenemos una reducción total del 46,7% [(30-16)/30]. Nótese que los cambios registrados en las distintas subpoblaciones son una reducción del 50%, un incremento del 12,5% y una reducción del 83,3%. La media de estas cifras, ponderada por los tamaños poblacionales iniciales, nos da el mismo resultado [(-0,5*10+0,125*8-0,833*12)/30].

Ejemplo 2: Disponemos de estimaciones de varios tamaños poblacionales del pasado.

Subpoblación	Pasado	Presente	Observaciones
Océano Pacífico	10 000 (década 1930)	7000 (1995)	La mayor parte del declive se ha concentrado en los últimos 20 años
Océano Atlántico	8000 (1975)		Se cree que se ha mantenido estable
Océano Índico	10 000 (1961)	4000 (1981)	

En este caso, las estimaciones poblacionales “pasadas” y “presentes” no son del mismo año en todas las subpoblaciones. En consecuencia, se debe calcular la reducción de cada subpoblación en el mismo período de tiempo. Existen varios tipos de proyección. En este caso, por ejemplo, es

² Véase, sin embargo, el apartado “*Cómo manejar la incertidumbre*” para más explicaciones sobre las excepciones a esta regla.

preciso proyectar la población del censo “pasado” (años 1930) a 1941 (hace tres generaciones), y la del último censo existente (1995) al momento actual.

Estos cálculos dependen del patrón de declive (véase el [apartado 4.5.1](#)). Para realizar este tipo de proyecciones, cualquier información acerca de las tendencias pasadas puede resultar de utilidad (como en la columna “Observaciones” del ejemplo que nos ocupa). Por ejemplo: como en la subpoblación "Océano Pacífico" la mayor parte del declive se ha concentrado en los últimos años, podemos suponer que la estimación de los años 1930 también es representativa de la población de 1941 (tres generaciones atrás). En este caso, sin embargo, también se debe hacer una proyección de la última estimación disponible (1995) al año 2001. Si la disminución estimada de 10 000 a 7000 individuos se produjo en 20 años, y suponiendo que en dicho período la tasa de declive fue constante, obtendremos una tasa de declive anual del 1,77% [$1-(7000/10\ 000)^{(1/20)}$], y, por tanto, una reducción proyectada de aproximadamente el 10,1% durante los seis años comprendidos entre el último censo (1995) y 2001, así como una población proyectada de 6290 individuos ($=7000*(7000/10\ 000)^{(6/20)}$) en 2001, lo que significa que en tres generaciones se produjo un declive del 37% (de 10 000 a 6290).

Si no hay pruebas de que la tasa de declive esté cambiando, podemos suponer que se ha producido un decrecimiento exponencial. En la subpoblación “Océano Índico”, por ejemplo, la reducción registrada en 20 años (de 1961 a 1981) es del 60% por generación, lo que equivale a un 4,48% anual [$-0,0448=(4000/10\ 000)^{(1/20)}-1$]. Así, el decrecimiento que se ha producido en tres generaciones se puede estimar en un 93,6% [$-0,936=(4000/10\ 000)^{(60/20)}-1$].

La subpoblación "Océano Atlántica" se ha mantenido estable, de modo que supondremos una reducción del 0%. Si combinamos las tres estimaciones, la media ponderada de reducción del taxón sería del 63% [$(-0,37*10+0*8-0,936*25)/43$].

Cuando dichos cálculos se utilizan en la estimación de la reducción total, las reducciones calculadas y los tamaños poblacionales calculados deberían especificarse en columnas de la tabla que no sean las que se utilizan para los datos (véase la tabla completa más abajo).

Subpob.	Pasado	Presente	Observaciones	Población 3 gen. atrás (est.)	Población actual (estim.)	Reducción estimada en 3 generac.
Océano Pacífico	10 000 (década 1930)	7000 (1995)	La mayor parte del declive se ha concentrado en los últimos 20 años	10 000	6290	37,1%
Océano Atlántico	8000 (1975)		Se cree que se ha mantenido estable	8000	8000	0%
Océano Índico	10 000 (1961)	4000 (1981)		25 000	1600	93,6%
Total				43 000	15 890	63,0%

Ejemplo 3: Disponemos de estimaciones de varios tamaños poblacionales del pasado para algunas subpoblaciones solamente.

Subpoblación	Pasado	Presente	Reducción	Observaciones
Océano Pacífico	Desconocido	5000 (1990)	50%	Reducción sospechada en 3 generaciones
Océano Atlántico	8000 (1955)	9000 (1998)		
Océano Índico	Desconocido	2000 (1980)	70%	Reducción inferida en 3 generaciones

En este ejemplo, hay regiones respecto a las cuales carecemos de información sobre el tamaño de la subpoblación en el pasado, pero en las que se sospecha o infiere una reducción. En este caso, hay que promediar los valores sospechados o inferidos, ponderándolos por el tamaño poblacional existente tres generaciones atrás. Dado que desconocemos esta cifra, habrá que proyectarla a partir de las estimaciones actuales y del porcentaje de reducción inferida o sospechada, utilizando para ello los métodos expuestos en el ejemplo 2. Si suponemos que ha habido un decrecimiento o crecimiento exponencial, la tabla se completará como sigue:

Subpop.	Pasado	Presente	Reducción	Población 3 gen. atrás (est.)	Población actual (estim.)	Variación en 3 generaciones
Océano Pacífico	?	5000 (1990)	50% (sospechada)	8807 ^a	4403 ^a	Reducción sospechada del 50%
Océano Atlántico	8000 (1955)	9000 (1998)		7699 ^b	9074 ^b	Incremento estimado del 17,9%
Océano Índico	?	2000 (1980)	70% (inferida)	4374 ^c	1312 ^c	Reducción inferida del 70%
Total				20 880	14 789	Reducción del 29,2%

^a La variación proporcional anual de la población es de 0,9885 $[(1-0,5)^{(1/60)}]$, lo que supone un decrecimiento del 1,15% anual. La variación poblacional registrada entre 1941 y el censo de 1990 es de 0,5678 $[=0,9885^{(1990-1941)}]$, con lo que el tamaño de la población correspondiente a 1941 es de 8807 (5000/0,5678). La variación poblacional entre el censo de 1990 y el año 2001 es de 0,8807 $[=0,9885^{(2001-1990)}]$, lo que arroja un tamaño poblacional de 4403 en 2001 (5000*0,8807).

^b La variación poblacional entre los años 1955 y 1998 es de 1,125 $(=9000/8000)$; incremento del 12,5%. La variación anual, por tanto, es de 1,00274 y supone un incremento del 0,27% por año $[=1,125^{1/(1998-1955)}]$. El tamaño de la población en 1941 se sitúa en 7699 $[=8000/1,00274^{(1955-1941)}]$, y la de 2001, en 9074 $[=9000*1,00274^{(2001-1998)}]$.

^c La variación anual de la población es de 0,9801 $[(1-0,7)^{(1/60)}]$, y la variación poblacional registrada entre 1941 y el censo de 1980, de 0,4572 $[=0,9801^{(1980-1941)}]$; esto significa que el tamaño de la población del año 1941 es de 4374 (2000/0,4572). Entre el censo de 1980 y el año 2001 se produce una variación poblacional de 0,6561 $[=0,9801^{(2001-1980)}]$, de modo que el tamaño de la población existente en 2001 es de 1312 (2000*0,6561).

Ejemplo 4: Disponemos de múltiples estimaciones para varios tamaños poblacionales del pasado.

Subpoblación	Pasado-1	Pasado-2	Pasado-3	Presente
Océano Pacífico	10 000 (1935)	10 200 (1956)	8000 (1977)	5000 (1994)
Océano Atlántico	8000 (1955)			9000 (1998)
Océano Índico	13 000 (1946)	9000 (1953)	5000 (1965)	3500 (1980)

En este caso, al igual que en el ejemplo 2, las estimaciones poblacionales “pasadas” y “presentes” no corresponden al mismo año en todas las subpoblaciones. Sin embargo, hay estimaciones de otros años que proporcionan información para realizar proyecciones. Si tomamos como ejemplo la subpoblación “Océano Pacífico”, observaremos que la tasa de variación anual ha pasado de un incremento del 0,09% en la primera fase (1935-1956) a un decrecimiento del 1,15% en la segunda y del 2,73% en la tercera, lo que sugiere un declive acelerado. Una opción es suponer que la tasa de declive final se aplica también al período 1994-2001, y otra posibilidad es efectuar una regresión no lineal. Así, por ejemplo, una regresión polinomial de segundo grado sobre los logaritmos naturales de las cuatro estimaciones poblacionales predice el tamaño poblacional como $exp(-1328+1,373t-0,0003524t^2)$, donde t es el año de 1935 a 2001. Esta ecuación nos da una población de 10 839 en 1941 y de 3942 en 2001, lo que supone una reducción del 62%. La subpoblación “Océano Índico”, en cambio, sigue una pauta diferente; en este caso, la tasa de declive anual se aminora y pasa del 5,12% en el primer período al 4,78% en el segundo y al 2,35% en el tercero. El mismo método de regresión permite predecir el tamaño poblacional como $exp(2881-2,887t+0,0007255t^2)$, lo que nos da una subpoblación de 18 481 en 1941 y de 3538 en 2001 y, por tanto, un decrecimiento del 80,9% (la

regresión, por tanto, predice un ligero incremento entre los años 1980 y 2001). A continuación, se muestra la tabla ya completada.

Subpop.	Pasado-1	Pasado -2	Pasado-3	Presente (lo más cercano a 2001)	Población 3 gen. atrás (1941; estim.)	Población actual (2001; estim.)	Variación estimada en 3 generaciones
Océano Pacífico	10 000 (1935)	10 200 (1956)	8000 (1977)	5000 (1994)	10 389	3942	Reducción del 62,1%
Océano Atlántico	8000 (1955)			9000 (1998)	7699	9074	Incremento del 17,9%
Océano Índico	13 000 (1946)	9000 (1953)	5000 (1965)	3500 (1980)	18 481	3538	Reducción del 80,9%
Total					36 569	16 554	Reducción del 54,7%

Cómo manejar la incertidumbre

En muchos casos, la información disponible sobre algunas o incluso la mayoría de las subpoblaciones (o regiones) es inexistente o incierta. Aun en el caso de los taxones cuyos datos contienen un grado de incertidumbre importante, recomendamos organizar la información disponible siguiendo el mismo método anteriormente expuesto. En el apartado 4.5.1 se examina cómo calcular tamaños poblacionales para el presente y hace tres generaciones.

Cómo utilizar estimaciones inciertas

Los valores inciertos se pueden incorporar como rangos (intervalos) plausibles y realistas. Al especificar la incertidumbre, es importante diferenciar la variabilidad natural (temporal o espacial) de la incertidumbre ocasionada por la falta de información. Como el criterio A se refiere a un período específico, debemos procurar que la variabilidad temporal no aumente la incertidumbre; en otras palabras, la incertidumbre que indiquemos no debe incorporar la variación de un año a otro. El criterio A, además, se refiere a la reducción global del taxón, con lo que la variabilidad espacial tampoco debe influir en la incertidumbre. Por ejemplo: si la reducción en las distintas subpoblaciones oscila entre un 10 y un 80%, no hay que utilizar este rango ([10,80]%) para representar la incertidumbre, sino promediar la reducción estimada en las distintas subpoblaciones tal como se ha explicado previamente.

Queda por ver la incertidumbre vinculada con la falta de información, la cual se puede reflejar introduciendo cada estimación como un intervalo, como se indica en el tabla siguiente.

Subpoblación	Pasado	Presente
Océano Pacífico	8000-10 000 (1941)	4000-6000 (2001)
Océano Atlántico	7000-8000 (1941)	8000-10 000 (2001)
Océano Índico	10 000-15 000 (1941)	1500-2500 (2001)

En este caso, una opción sencilla es calcular las estimaciones mínima y máxima de la reducción de cada subpoblación a partir de las estimaciones más baja y más alta³. Si tomamos como ejemplo la subpoblación "Océano Pacífico", la reducción mínima se puede estimar en un 25% (de 8000 a 6000), y la reducción máxima, en un 60% (de 10 000 a 4000). Si también disponemos de "mejores" estimaciones para las poblaciones pasada y presente, podemos

³ Este es el método utilizado en el software "RAMAS"® de la Lista Roja para calcular la reducción a partir de las abundancias, cuando se hace clic en el botón "Calcular" de la ventana del editor de Valores para obtener la reducción pasada o futura.

utilizarlas para calcular la mejor estimación de la reducción. Si no, se puede considerar que la mejor estimación de la reducción es de un 44% (de 9000 a 5000), a partir de los puntos medios de los intervalos correspondientes a los tamaños poblacionales del pasado y el presente.

Si la incertidumbre es similar en todas las subpoblaciones (como en este ejemplo), un método sencillo consiste en sumar todos los límites inferiores y todos los límites superiores de las estimaciones. En este caso, el tamaño total de la población sería de 25 000-33 000 individuos en el pasado y de 13 500-18 500 en el momento actual. Aplicando el método de cálculo anteriormente descrito, la mejor estimación de la reducción sería del 45% (de 29 000 a 16 000), con un rango plausible de reducciones del 26% (de 25 000 a 18 500) al 59% (de 33 000 a 13 500).

Otra posibilidad consiste en adoptar un enfoque probabilístico (método de Montecarlo). Si la incertidumbre en los tamaños poblacionales del pasado y el presente se expresa en forma de distribuciones de probabilidad, y si se conoce la correlación existente entre estas, podemos calcular la distribución de probabilidad de la reducción seleccionando aleatoriamente un par de tamaños poblacionales del pasado y del presente (utilizando las distribuciones dadas), calculando la reducción a partir de este par y repitiendo el procedimiento con centenares de pares seleccionados de forma aleatoria.

Cómo utilizar datos expresados en diferentes unidades

Los ejemplos anteriormente expuestos hemos supuesto que los datos poblacionales estaban expresados en la misma unidad (número de individuos maduros), pero hay casos en que los datos relativos a las distintas poblaciones se expresan en unidades distintas (como la CPUE u otros índices). En casos así, se recomienda preparar una tabla aparte para cada tipo de datos. Si los tamaños poblacionales pasados y presentes están expresados en las mismas unidades para una subpoblación dada, se pueden utilizar para calcular (tal vez por extrapolación, como se ha explicado previamente) la reducción que ha sufrido esa subpoblación. Un cálculo de esta naturaleza supone que el índice guarda una relación lineal con el número de individuos maduros. En la evaluación hay que examinar la validez de esta hipótesis y realizar las transformaciones necesarias (del índice disponible a un índice que esté en relación lineal con el número de individuos maduros) antes de calcular la reducción (véase asimismo el requisito (a) al principio de este apartado).

También es importante tratar de combinar las tablas convirtiendo todas las unidades a una sola. Efectivamente, es preciso conocer los tamaños relativos de las subpoblaciones para poder combinar las estimaciones de reducción, a menos que se tenga constancia de que dichas subpoblaciones son de un tamaño parecido o han disminuido en un porcentaje similar. Si en las distintas subpoblaciones se registra un porcentaje de reducción similar (con un margen de uno o dos puntos porcentuales), sus tamaños relativos no tendrán mayor importancia y podremos utilizar una media (aritmética) simple en lugar de una media ponderada. Y si sabemos que tres generaciones atrás los tamaños poblacionales eran semejantes (por ej. que la subpoblación menos numerosa no representaba menos del 90% de la más numerosa), también podemos recurrir a una media simple.

Cuando los tamaños poblacionales y los porcentajes de reducción varían entre subpoblaciones, podemos combinar reducciones (porcentuales) basadas en diferentes unidades únicamente si es posible estimar los tamaños relativos de las subpoblaciones. Ahora bien, no es necesario un cálculo muy exacto al respecto; para calcular resultados inciertos podemos utilizar rangos (intervalos). Por ejemplo: supongamos que las reducciones estimadas en dos subpoblaciones son

del 60 y el 80% y que no disponemos de estimaciones precisas de los tamaños poblacionales relativos (porque las estimaciones de la reducción están basadas en índices distintos). En este caso, podemos recurrir a estimaciones aproximadas de los tamaños relativos. Si se estima que el tamaño relativo de la primera subpoblación oscila entre 0,40 y 0,70 de la población total, la reducción total se puede calcular como sigue: la estimación más alta sería $(60\% * 0,4) + (80\% * 0,6)$, o sea el 72%, y la más baja, $(60\% * 0,7) + (80\% * 0,3)$, es decir el 66%. La reducción total, por tanto, se puede expresar mediante el intervalo 66-72%.

Cómo utilizar datos de un número limitado de subpoblaciones

Hay casos en que sólo existen datos fiables de una única subpoblación o de un pequeño número de ellas. Cuando esto sucede, podemos utilizar los datos disponibles bajo las siguientes condiciones:

1. Si la subpoblación cuya reducción estimada conocemos era, con mucho, la de mayor tamaño tres generaciones atrás, podemos aplicar esta estimación al conjunto del taxón. Este proceso también se puede formalizar siguiendo los métodos que hemos visto anteriormente. Supongamos, por ejemplo, que la subpoblación más numerosa ha disminuido en un 60% y que, tres generaciones atrás, representaba entre el 90 y el 99% del total de individuos maduros del taxón. Si carecemos de información sobre las demás subpoblaciones (que sumarían entre el 1 y el 10% de los individuos maduros), podemos suponer que han experimentado un decrecimiento de entre un 0 y un 100% (aunque esta gama, obviamente, no contempla todas las opciones, dado que excluye la posibilidad de que las demás subpoblaciones hayan crecido). Partiendo de estas hipótesis, la estimación más baja sería de 54% (si las demás subpoblaciones suman el 10% de los individuos y su disminución ha sido del 0%), y la más alta, de 64% (si las demás subpoblaciones representan el 10% de los individuos y su declive ha sido del 100%). La reducción total, por tanto, puede expresarse mediante el intervalo 54-64%, que incluye la estimación (60%) basada en la subpoblación de mayor tamaño, pero, al mismo tiempo, también incorpora la incertidumbre vinculada a la falta de datos acerca de las demás subpoblaciones.

2. Si podemos suponer que todas las subpoblaciones (o todas las de gran tamaño) están decreciendo al mismo ritmo, tenemos la opción de aplicar a la totalidad del taxón la reducción estimada para un subconjunto de subpoblaciones. En este caso, es importante documentar cualquier prueba o indicio que indique que las tasas de declive son las mismas, y analizar y descartar los múltiples factores que pueden causar diferencias entre las tasas de reducción de las distintas subpoblaciones.

4.6 Disminución continua (criterios B y C)

“Una disminución continua es una disminución reciente, actual o proyectada en el futuro (que puede ser ininterrumpida, irregular o esporádica), proclive a continuar a menos que se tomen las medidas correctoras pertinentes. Normalmente, las fluctuaciones no son consideradas como disminuciones continuas, pero una disminución observada no debería ser considerada como una fluctuación a menos que exista evidencia para ello.” (UICN 2001, 2012b)

En los criterios, el concepto de reducción o disminución continua se utiliza en dos sentidos distintos. Una disminución continua puede servir para clasificar a un taxón según los criterios B o C2 sin tener en cuenta el ritmo al que se produce; esto se debe a que los taxones evaluados conforme a los criterios B y C presentan ya un área de distribución reducida o un tamaño poblacional pequeño. La noción de *disminución continua estimada* (criterio C1) tiene umbrales

cuantitativos y requiere efectuar una estimación igualmente cuantitativa, que puede calcularse mediante los mismos métodos que para la reducción del tamaño de la población (véase el [apartado 4.5](#)). Por ello, en el criterio C1, como tampoco en el A, no podemos recurrir al concepto de disminución continua sin especificar la tasa a la que se produce dicha disminución.

En los criterios B1b, B2b y C2, la disminución continua puede ser observada, estimada, inferida o proyectada. Si bien en los criterios B y C2 no se menciona de forma explícita, una disminución continua estimada sería perfectamente admisible. Según el criterio C1, una disminución continua tan solo puede ser observada, estimada o proyectada. En los criterios B y C, la disminución continua puede ser proyectada, es decir que no tiene por qué haber empezado a manifestarse. De todos modos, este tipo de disminuciones proyectadas tienen que justificarse debidamente y es necesario estar muy seguro de que realmente van a producirse (es decir que no se permite alegar una disminución futura meramente “plausible”).

Para estimar las tasas de disminución continua cuando la duración de la generación es prolongada (al igual que en el caso de las reducciones), podemos tomar como base intervalos de tiempo más cortos. Por ejemplo: si queremos evaluar un taxón según el criterio C1 para clasificarlo en la categoría Vulnerable, tendremos que estimar la disminución continua que se ha producido a lo largo de un período de tres generaciones o 10 años (el más largo de los dos, hasta un máximo de 100 años). Cuando extrapolamos datos a partir de intervalos de tiempo más cortos, toda hipótesis que implique suponer una tasa de disminución constante, creciente o decreciente, en relación con el intervalo observado, debe estar debidamente justificada en cuanto a procesos amenazantes, ciclo biológico y otros factores de interés.

Nótese que una disminución continua no es posible sin una reducción poblacional (que, sin embargo, puede no ser suficiente para alcanzar ninguno de los umbrales fijados en el criterio A), mientras que puede existir una reducción sin necesidad de que se produzca una disminución continua: si la reducción ha “cesado” conforme al criterio A, en efecto, no puede haber un declive continuo. Pese a ello, hay que destacar que un declive continuo no tiene por qué ser ininterrumpido; puede ser esporádico o producirse a intervalos impredecibles, pero debe mantenerse probablemente en el futuro. Se puede considerar que un acontecimiento relativamente infrecuente ha contribuido a una disminución continua si se ha producido al menos una vez en el transcurso de las últimas tres generaciones o de los últimos 10 años (el período más largo de los dos), si es probable que se repita en el transcurso de las próximas tres generaciones o los próximos 10 años (el período más largo de los dos) y si se estima que la población no se recuperará entre uno y otro evento.

Un aspecto que puede resultar confuso en los criterios es que la “disminución continua estimada” al que se refiere criterio C1 es conceptualmente muy similar a la “reducción con ventana móvil” de criterio A4. Las diferencias estriban en que (i) criterio A4 se evalúa siempre en períodos de tres generaciones o 10 años, mientras que en criterio C1 se habla de una, dos o tres generaciones, según la categoría; (ii) los umbrales son más bajos en criterio C1 (p. ej., en el caso de VU, el 10% en criterio C1 y el 30% en criterio A4); (iii) criterio C1 también requiere un tamaño poblacional bajo; y (iv) en criterio C1 la disminución debe ser observada o estimada, mientras que en criterio A4 la reducción puede ser observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada.

Si el hábitat se está reduciendo (en el área de calidad) pero no así la abundancia, las causas pueden ser varias: (i) puede suceder que la población reaccione con un desfase temporal a una capacidad de carga inferior, tal vez porque dicha población ya se encuentra por debajo de

capacidad de carga debido a otros motivos (por ejemplo, la captura o explotación); (ii) que el hábitat se esté reduciendo en zonas que actualmente no están ocupadas por el taxón; o (iii) que no se haya identificado correctamente el hábitat. En el supuesto (i), la población acabará viéndose afectada, y en (ii), la pérdida de opciones de recolonización puede llegar a repercutir en la población. En ambos casos, podemos acogernos a los criterios B1b(iii) o B2b(iii) aun cuando la población no esté experimentando una disminución continua. Si se trata de una identificación incorrecta del hábitat (iii), será preciso definir el término hábitat con mayor precisión. Si queremos determinar una disminución continua en superficie, extensión y/o calidad del hábitat (criterios B1b(iii) y B2b(iii)), tenemos que definir este concepto en sentido estricto, es decir la zona, caracterizada por una serie de factores bióticos y abióticos, que puede ser habitada por una especie dada. En particular, hay que evitar el uso de clasificaciones genéricas como “bosque”, que designan un biotopo, un tipo de vegetación o una clase de cobertura del suelo y no identifican un hábitat específico a una especie. Además, deberían documentar la localidad de los declives en relación con el área de distribución de la especie y, de ser posible, cuantificar la proporción del área de distribución afectada, la magnitud o la tasa de declive y el modo en que las especies responden al declive.

Para finalizar, subrayaremos aquí que una disminución continua no es lo mismo que una “tendencia poblacional actual”, concepto que constituye un campo obligatorio a rellenar en las evaluaciones de la Lista Roja pero que no se utiliza en los criterios. No hay una correspondencia directa entre ambos conceptos. La tendencia poblacional del momento puede ser estable o creciente, pero con una disminución continua proyectado en el futuro. Si en la actualidad la tendencia poblacional es decreciente, en cambio, podemos afirmar que existe una disminución continua, pero sólo si esa tendencia va a mantenerse probablemente en el futuro y no es la fase descendente de una fluctuación.

4.7 Fluctuaciones extremas (criterios B y C2)

“Puede decirse que ciertos taxones experimentan fluctuaciones extremas cuando el tamaño de la población o el área de distribución varía de forma amplia, rápida y frecuente; típicamente con una variación mayor de un orden de magnitud (es decir, un incremento o decrecimiento de diez veces).” (UICN 2001, 2012b)

Las fluctuaciones extremas se incluyen en los criterios B y C para reflejar debidamente la relación positiva que existe entre el riesgo de extinción y la varianza en la tasa de crecimiento poblacional (Burgman et al. 1993). Las poblaciones que experimentan fluctuaciones extremas presentan con mayor probabilidad unas tasas de crecimiento extremadamente variables y, por ello, tendrán también más probabilidades de verse expuestas a riesgos de extinción más elevados que las poblaciones con menores niveles de variabilidad.

Las fluctuaciones poblacionales pueden variar en magnitud y en frecuencia ([Figura 4.4](#)). Para poder invocar el subcriterio de las “fluctuaciones extremas”, las poblaciones deben normalmente fluctuar como mínimo en un factor de diez (un orden de magnitud de diferencia entre mínimos y máximos poblacionales). Las fluctuaciones pueden abarcar cualquier período temporal, según las causas que las hayan motivado. Las fluctuaciones pueden abarcar cualquier período temporal, según las causas que las hayan motivado. Por regla general, puede decirse que las fluctuaciones a corto plazo que se producen en ciclos estacionales o anuales son más fáciles de detectar que las que implican ciclos más largos, entre ellas las ocasionadas por sucesos excepcionales o por ciclos climáticos como El Niño. Las fluctuaciones pueden ser periódicas o

esporádicas (es decir, con intervalos variables entre mínimos o máximos poblacionales sucesivos).

Los efectos de las fluctuaciones extremas sobre el riesgo de extinción dependen tanto del grado de aislamiento como del grado de sincronía de las fluctuaciones entre subpoblaciones.

Si existe una dispersión periódica u ocasional (aun de un número reducido de individuos, semillas, esporas, etc.) entre todas (o casi todas) las subpoblaciones, el grado de fluctuación debe medirse en la población entera. En este caso, el subcriterio se cumple únicamente si el grado de fluctuación total (en la población entera) es superior a un orden de magnitud. Si las fluctuaciones de las distintas subpoblaciones son independientes y asíncronas entre sí, se anularán mutuamente en cierta medida cuando se examinen las fluctuaciones de la totalidad de la población.

Si, en cambio, las subpoblaciones están totalmente aisladas, el grado de sincronía entre ellas no reviste tanta importancia, y basta con que una mayoría de las subpoblaciones presente en sí una fluctuación extrema para cumplir el subcriterio. En este caso, si la mayoría de las subpoblaciones registra fluctuaciones de un orden de magnitud, el criterio se cumple (independientemente del grado de fluctuación de la totalidad de la población).

Entre estos dos extremos, si la dispersión se da tan solo entre algunas de las subpoblaciones, al evaluar las fluctuaciones es preferible tener en cuenta el tamaño total de población (la suma) de estas subpoblaciones interconectadas; cada conjunto de subpoblaciones conectadas entre sí debe considerarse por separado.

En ocasiones puede resultar difícil distinguir una fluctuación poblacional de un cambio del sentido de la tendencia, como puede ser por ejemplo una disminución continua, una reducción o un incremento de la población. En la [Figura 4.4](#) se muestran varios ejemplos de fluctuaciones que se producen independientemente de un cambio de tendencia o en conexión con éste. Una reducción no debe interpretarse como parte de una fluctuación salvo que se disponga de pruebas suficientes que lo demuestren. Deben inferirse fluctuaciones sólo si se puede afirmar con un grado de certeza razonable que un cambio poblacional irá seguido de un cambio en sentido contrario dentro de una o dos generaciones. Un cambio de tendencia, por el contrario, no va forzosamente seguido por otro cambio en sentido contrario.

Hay dos maneras principales de diagnosticar fluctuaciones extremas: (i) interpretando las trayectorias poblacionales a partir de un índice de abundancia apropiado para el taxón; y (ii) partiendo de las características del ciclo biológico o de la biología del hábitat del taxón.

- i) Las trayectorias poblacionales deben mostrar un patrón recurrente de incrementos y disminuciones ([Figura 4.4](#)). Como norma general, se deben observar varios sucesivos incrementos y disminuciones para demostrar la reversibilidad de un cambio poblacional, a menos que se haya llegado a dicha interpretación de los datos porque se conoce la causa subyacente de la fluctuación (véase ii). Los máximos o mínimos sucesivos pueden estar separados por intervalos en los que el tamaño poblacional permanece relativamente estable.
- ii) Algunos organismos tienen ciclos biológicos proclives a las dinámicas pico-caída. Posibles ejemplos incluyen a los peces que viven en cursos de agua intermitentes, pequeños mamíferos granívoros de climas áridos y plantas que responden a mecanismos

de perturbación-regeneración. En estos casos, hay dependencia de un recurso específico cuya disponibilidad fluctúa, o bien una respuesta a un régimen de perturbaciones que conlleva episodios previsibles de mortalidad y reclutamiento. Para entender estas relaciones en un taxón dado se puede recurrir a estudios sobre otros taxones funcionalmente similares, y en tal caso no es necesario inferir la existencia de fluctuaciones extremas a partir de la observación directa de los sucesivos incrementos y disminuciones.

En cualquier caso, es necesario que los evaluadores hayan determinado, con un grado de certeza razonable, que las fluctuaciones en el número de individuos maduros representan cambios en el conjunto de la población, y no un simple flujo de individuos entre distintos estadios de desarrollo. En algunos invertebrados de agua dulce que habitan en masas de agua intermitentes, por ejemplo, el número de individuos maduros aumenta cuando se produce una inundación que estimula la salida de la fase larvaria. Los individuos maduros se reproducen mientras se dan las condiciones apropiadas, pero mueren en cuanto la masa de agua se seca, dejando en el lugar estadios inmaduros (p. ej. huevos) hasta la siguiente inundación. El fuego puede también favorecer el reclutamiento masivo a partir de grandes bancos de semillas persistentes si antes de producirse el evento había pocos individuos maduros. Como en el ejemplo anterior, las plantas maduras pueden morir durante el intervalo entre dos incendios, dejando una reserva de individuos inmaduros (semillas) hasta que el incendio siguiente estimule su germinación. Estos casos se ajustan a la definición de fluctuación extrema únicamente si los estadios durmientes pueden agotarse en un único evento o si no pueden persistir sin individuos maduros. Así, por ejemplo, los taxones vegetales destruidos por el fuego que tienen bancos de semillas limitados localizados en la copa (especie germinadora serótina) serían proclives a experimentar fluctuaciones extremas porque la reducción del número de individuos maduros representa una disminución en el número total.

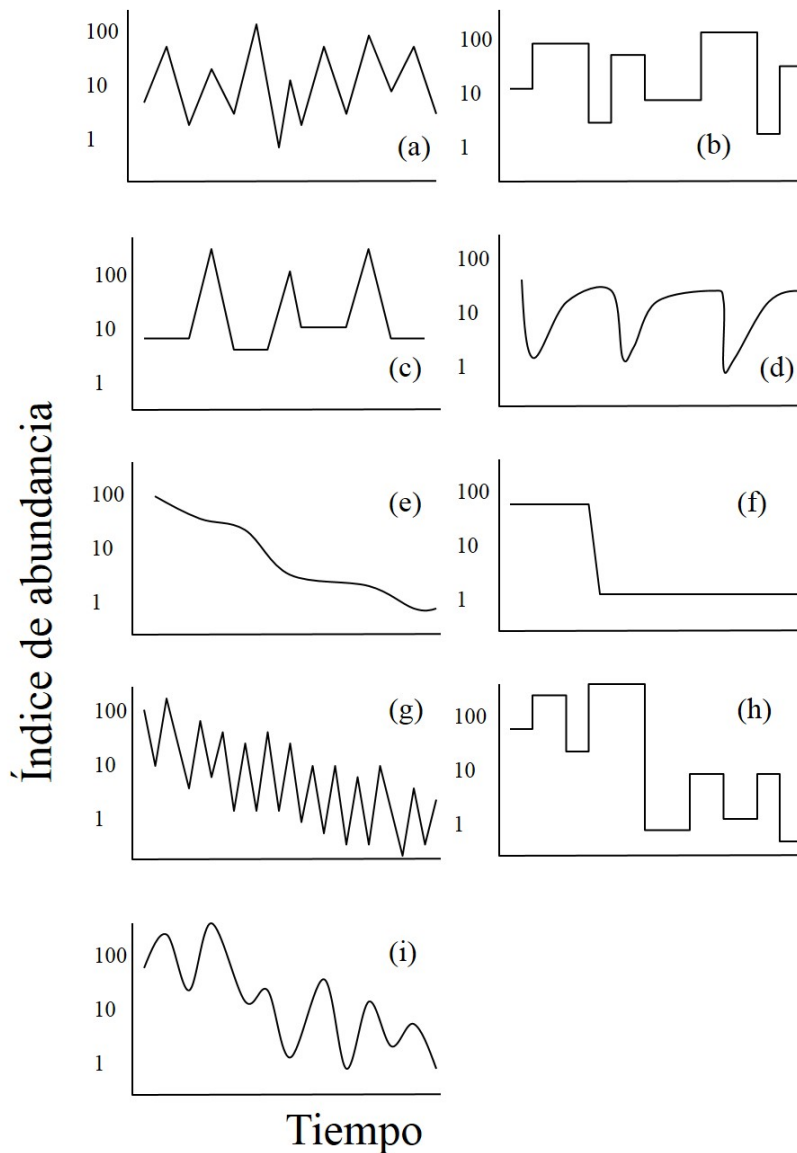


Figura 4.4. Fluctuaciones sin cambios de tendencia en el tamaño de la población (a-d), reducción o disminución de la población sin fluctuaciones (e-f), reducción de la población combinada con fluctuaciones (g-i)

4.8 Severamente fragmentada (criterio B)

“El concepto ‘severamente fragmentado’ se refiere a aquella situación en la que los riesgos de extinción del taxón aumentan como resultado de que la mayoría de los individuos se encuentran en subpoblaciones pequeñas y relativamente aisladas (en ciertas circunstancias esto se puede inferir a partir de información sobre el hábitat). Estas pequeñas subpoblaciones pueden extinguirse con una probabilidad reducida de recolonización.” (UICN 2001, 2012b)

La fragmentación se debe evaluar a una escala que se adecúe al grado de aislamiento biológico del taxón estudiado. Por regla general, se considera que un taxón cuyos estadios adultos son extremadamente móviles o que tiene una gran producción de diásporas pequeñas y móviles está más disperso y, por ello, no es tan vulnerable al aislamiento provocado por la fragmentación de su hábitat. En consecuencia, es posible que el mismo grado de fragmentación de hábitats no produzca el mismo grado de fragmentación poblacional en especies con diferentes niveles de

movilidad. Los taxones que producen pocas o ninguna diáspora, o sólo producen diásporas de gran tamaño, son menos eficientes en dispersión a larga distancia y, por ende, se encuentran más fácilmente aislados. Cuando un hábitat natural se ha fragmentado (p. ej., bosques naturales antiguos y turberas), esta circunstancia puede considerarse como una prueba directa de fragmentación de los taxones que presentan una capacidad de dispersión limitada.

Si se dispone de datos sobre (i) la distribución del área de ocupación (es decir, mapas detallados del hábitat ocupado), (ii) algún aspecto de la capacidad de dispersión del taxón (p. ej., distancia media de dispersión), y (iii) la densidad media de población en el hábitat ocupado (p. ej., información sobre la extensión del territorio, la extensión del área de distribución, etc.), se puede aplicar el siguiente criterio para determinar si existe o no fragmentación severa: un taxón se puede considerar severamente fragmentado si la mayor parte (>50%) de su área de ocupación total está constituida por parcelas de hábitat (1) cuya extensión es menor de la requerida para albergar una población viable, y (2) separadas por grandes distancias de otras parcelas de hábitat.

Respecto al punto (1), la extensión requerida para sustentar una población viable debería basarse en una estimación aproximada de la densidad de población y en la ecología del taxón. Por ejemplo, para muchos vertebrados, las subpoblaciones de menos de 100 individuos pueden considerarse demasiado pequeñas para ser viables. En cuanto a (2), el grado de aislamiento de las parcelas depende de la distancia de dispersión del taxón. Por ejemplo, las subpoblaciones aisladas por distancias varias veces superiores al promedio de distancia de dispersión (largo plazo) del taxón pueden considerarse aisladas. Por otro lado, la separación de subpoblaciones en áreas que no son hábitats (p. ej., islas de un archipiélago) no implica necesariamente su aislamiento, si el taxón puede dispersarse entre las subpoblaciones.

Cabe destacar que la existencia de parcelas pequeñas y aisladas (incluso en gran número) no basta para considerar que un taxón esté gravemente severamente fragmentado. Para cumplir este criterio, más de la mitad de los individuos debe encontrarse en parcelas aisladas y pequeñas (o más de la mitad de la superficie de hábitat ocupado debe estar constituida por este tipo de parcelas).

En numerosos taxones, la información sobre la densidad de población y la distancia de dispersión puede basarse en otros taxones similares. Los evaluadores pueden establecer valores para los grandes grupos taxonómicos (familias o incluso órdenes) o para otras agrupaciones de taxones basándose en datos biológicos. En el caso de las briófitas, por ejemplo, a menudo no se dispone de información sobre los efectos del aislamiento de las subpoblaciones. En la mayoría de los casos, para las briofitas se recomienda considerar que una distancia mínima superior a 50 km entre las subpoblaciones de taxones sin dispersión de esporas y de 100 a 1000 km en el caso de los taxones con esporas indica una fragmentación severa (Hallingbäck *et al.* 2000).

La definición de fragmentación grave severa está basada en la distribución de las subpoblaciones. Este concepto suele confundirse con el de localidad (véase el [apartado 4.11](#)), pero en realidad es independiente de él. Un taxón puede estar gravemente severamente fragmentado y, sin embargo, todas las subpoblaciones aisladas pueden verse amenazadas por el mismo factor principal (una sola localidad) o bien cada una por un factor diferente (muchas localidades distintas).

4.9 Extensión de presencia (criterios A y B)

La extensión de presencia se define como "el área contenida dentro de los límites imaginarios continuos más cortos que pueden dibujarse para incluir todos los sitios conocidos, inferidos o proyectados en los que un taxón se encuentre presente, excepto los casos de vagabundeo" (UICN 2001, 2012b).

La extensión de presencia (EOO) es un parámetro que mide la dispersión espacial de las zonas actualmente ocupadas por un taxón. Este parámetro tiene por objeto determinar en qué medida los riesgos ocasionados por los factores de amenaza están espacialmente dispersos por toda la distribución geográfica del taxón. El fundamento teórico para utilizar una EOO como medida de expansión del riesgo es la observación de que muchos procesos y variables medioambientales están correlacionados desde el punto de vista espacial, lo que significa que las localidades cercanas experimentan situaciones similares (más correlacionadas) con el tiempo que las localidades entre las que dista mucha distancia. Estos procesos incluyen tanto amenazas humanas (enfermedades, especies invasivas, vertidos de hidrocarburos, depredadores no nativos, pérdida de hábitats en favor del desarrollo, etc.) como procesos naturales (fluctuaciones en variables medioambientales como las sequías, las olas de calor, las olas de frío, los huracanes y otros fenómenos meteorológicos, así como otras perturbaciones como incendios, inundaciones y fenómenos volcánicos). Una mayor correlación implica un mayor riesgo de extinción general, con lo que, siendo iguales todos los demás factores, un conjunto de poblaciones dispersas en una pequeña área tienen un riesgo de extinción superior que un conjunto de poblaciones dispersas en un área de mayor extensión.

La EOO no está concebida para ser una estimación de la cantidad de hábitat ocupado o potencial, ni una medida general de área de distribución del taxón. Hay otras definiciones, más restrictivas, del término área de distribución que pueden resultar preferibles para otros fines, por ejemplo, para planificar acciones de conservación. Para usar correctamente los criterios es preciso que la estimación de la EOO se realice de forma congruente con los umbrales fijados en los mismos.

Si pensamos en las diferencias entre EOO y AOO (área de ocupación; este término se comenta en el [apartado 4.10](#)), puede resultar de utilidad comparar especies que presenten unos valores semejantes en uno de estas métricas espaciales y diferentes en el otro. Si las demás condiciones no varían, una EOO más extensa presenta un nivel más alto de dispersión del riesgo (y, por ende, menor riesgo de extinción global para el taxón) que una EOO menos extensa, según las amenazas que afecten al taxón concernido. Así, por ejemplo, es muy poco probable que un taxón cuya presencia esté repartida en un territorio de gran extensión se vea dañado en toda su área de distribución por un solo incendio, porque la escala espacial de una única incidencia de esta amenaza es menor que la distribución espacial del taxón. A la inversa, un taxón endémico de distribución limitada, que tenga la misma área de ocupación que el taxón anterior, puede verse gravemente afectado por un incendio en toda su EOO porque la escala espacial de la amenaza es igual o superior a la EOO de ese taxón.

En el caso de las especies migratorias, la EOO debe estar basada en la extensión mínima del área de reproducción o de las áreas no reproductivas (invernada) tomando en cuenta la menor de las dos, pero no ambas a la vez, dado que estas especies dependen de ambas zonas y el grueso de la población se concentra tan solo en una de ellas en un momento dado.

Si la EOO es menor que la AOO, hay que modificar la EOO de manera que equivalga a la AOO, para ajustarse a la definición según la cual la AOO es un área comprendida dentro de la EOO.

"La extensión de presencia puede ser medida frecuentemente por un polígono convexo mínimo (el polígono de menor superficie que contenga todos los lugares de presencia, pero que ninguno de sus ángulos internos exceda los 180 grado" (UICN 2001, 2012b). En las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN se afirma que una EOO puede excluir "las discontinuidades o disyunciones en las distribuciones generales de los taxones". Sin embargo, para las evaluaciones del criterio B, no se aconseja excluir áreas que forman discontinuidades o disyunciones de las estimaciones de EOO. No se recomiendan exclusiones en el criterio B porque las disyunciones y los casos de presencia periférica indican con precisión en qué medida un área de distribución extensa reduce el riesgo de que la totalidad de la población del taxón se vea afectada por un único proceso amenazante. Los riesgos se dispersan a causa de la existencia de esas presencias periféricas o inconexas, independientemente del hecho de que la EOO abarque o no extensiones significativas de hábitat inadecuado. La exclusión incorrecta de discontinuidades o disyunciones en la distribución global de un taxón acarrea una subestimación de la EOO al evaluar el criterio B y, por tanto, comporta una infravaloración del grado de dispersión espacial del riesgo para el taxón.

Cuando existen discontinuidades o disyunciones en la distribución de una especie, el polígono convexo mínimo (también denominado *envolvente convexa*) arroja un límite con un nivel de resolución muy grueso en su superficie exterior, lo que causa una sobrestimación considerable del área de distribución, sobre todo cuando ésta presenta una forma irregular (Ostro *et al.* 1999). Las consecuencias de este sesgo varían en función de si la estimación de la EOO va a utilizarse para evaluar los umbrales espaciales del criterio B o si su propósito es estimar o inferir una reducción (criterio A) o un declive continuo (criterios B y C). Es poco probable que el uso de envolventes convexas introduzca un sesgo en la evaluación de los umbrales de EOO en el criterio B, porque las disyunciones y los casos de presencia periférica contribuyen en muchos casos a la dispersión espacial del riesgo (véanse párrafos anteriores). Esto también puede aplicarse a las distribuciones con forma de anillo (p. ej., especies acuáticas confinadas a la orilla de un lago) y distribuciones agrandadas (p. ej., especies costeras). En el caso de especies con distribuciones agrandadas lineales, el polígono convexo mínimo puede provocar una sobreestimación del riesgo de extinción. No obstante, habida cuenta de la falta de métodos prácticos aplicables a todas las distribuciones espaciales, y la necesidad de estimar EOO de forma coherente en los taxones, el polígono convexo mínimo sigue siendo una medida pragmática de la extensión espacial del riesgo.

En cambio, el sesgo asociado a las estimaciones basadas en envolventes convexas, así como la sensibilidad de éstas al esfuerzo de muestreo, hace que no sean un método tan adecuado si se trata de comparar dos o más estimaciones temporales de la EOO para evaluar reducciones o un declive continuo. La detección de casos de presencia periférica en un momento dado y no en otro puede dar como resultado inferencias erróneas sobre reducciones o incrementos. Por ello, se aconseja utilizar un método como la envolvente α (generalización de una envolvente convexa) para evaluar reducciones de declives continuos de la EOO, porque con ello se reducen sustancialmente los sesgos que podrían derivarse de la disposición espacial del hábitat (Burgman y Fox 2003). La envolvente α proporciona una descripción más repetible de la forma externa del área de distribución de una especie porque la fracciona en diversas parcelas diferenciadas cuando abarca regiones inhabitadas. En las envolventes α , además, la estimación del área y de la tendencia en el área convergen en el valor correcto a medida que aumenta el tamaño de la muestra, salvo que haya otros errores de envergadura. Esto no es necesariamente válido en el

caso de las envolventes convexas. Se pueden utilizar estimadores de densidad Kernel (de núcleo) con el mismo propósito, pero su aplicación es más compleja.

Para estimar una envolvente α , el primer paso es construir una triangulación de Delaunay de los puntos de presencia cartografiados (Figura 4.5). La triangulación se realiza uniendo los puntos mediante líneas, de forma tal que no haya ninguna intersección entre las líneas entre dichos puntos. La superficie exterior de la triangulación de Delaunay es idéntica a la envolvente convexa.

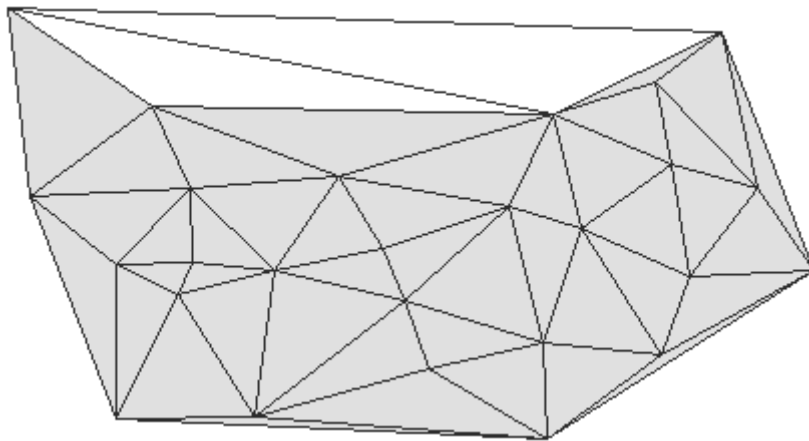


Figura 4.5. Ilustración de una envolvente α . Las líneas muestran la triangulación de Delaunay (los puntos de intersección de las líneas son las localidades de presencia del taxón). La suma de las áreas de los triángulos oscuros es la EOO basada en la envolvente α . Los dos triángulos más claros, que forman parte de la envolvente convexa, no se incluyen en la envolvente α .

El segundo paso es medir las longitudes de todas las líneas y calcular la longitud media de línea. El tercero consiste en borrar todas las líneas cuya longitud sea superior a un múltiplo (α) de la longitud media de línea (este producto de α y la longitud media de línea representa una “distancia de discontinuidad”). El valor de α se puede elegir tomando en consideración un nivel de resolución dado. Cuanto menor sea el valor de α , tanto más fina será la resolución de la envolvente. La experiencia demuestra que un valor α de 2 constituye un buen punto de partida para algunas especies (a pesar de ello, para determinar el valor a utilizar en ciertos casos de evaluación de reducciones de la EOO, es aconsejable partir de un compromiso entre minimizar el sesgo potencial derivado de un muestreo incompleto de los casos de presencia periférica y apartarse lo menos posible de una envolvente convexa). Este proceso supone borrar las líneas que unen puntos relativamente distantes entre sí y puede hacer que el área de distribución total quede subdividida en más de un polígono. El último paso es calcular la extensión de presencia sumando las áreas de todos los triángulos restantes. Si se repite el ejercicio para estimar la EOO a partir de una segunda muestra temporal de puntos (y, por tanto, para evaluar la variación de la EOO), se deberá utilizar la misma distancia de discontinuidad entre puntos como umbral para borrar líneas (en lugar de utilizar el mismo valor de α). Con ello se reducirá el sesgo provocado por la variación en el esfuerzo de muestreo entre los dos estudios, así como el ocasionado por el cambio en la longitud media de línea con más o menos localidades de presencia.

La extensión de presencia y el área de ocupación miden la distribución actual, por lo que no deben incluir zonas en las que la especie ya no está presente. Por otro lado, estas medidas deberían incluir no solo los sitios realmente conocidos, sino también sitios inferidos o

proyectados (véase el [apartado 4.10.7](#)). Así, por ejemplo, pueden inferirse sitios a partir de la presencia de un hábitat adecuado ya conocido, pero en el que todavía no se ha buscado la especie. Al hacerlo, es importante determinar el grado de este esfuerzo de búsqueda del taxón. La incorporación de los sitios inferidos arroja una gama de valores plausibles que, a su vez, puede dar como resultado varias categorías posibles en la Lista Roja (véanse los apartados [3.1](#) “Disponibilidad de datos, inferencia y proyección” y [3.2](#) “Incertidumbre”).

4.10 Área de ocupación (criterios A, B y D)

El área de ocupación (AOO) es una medición escalada que representa el área de hábitat adecuado actualmente ocupado por el taxón. El área de ocupación se ha incluido en los criterios por dos razones fundamentales. La primera función de una AOO es servir de medida del ‘efecto de aseguramiento’, por el cual los taxones presentes en muchos sectores o grandes sectores de un paisaje terrestre o marino se ‘aseguran’ frente a riesgos de amenazas espacialmente explícitas. En esos casos, existe solo un pequeño riesgo de que la amenaza afecte a todos los sectores ocupados en un período de tiempo especificado. En cambio, los taxones presentes en algunos sectores pequeños están expuestos a riesgos de extinción elevados porque las probabilidades de que una o varias amenazas afecten a toda o casi toda la distribución en un período de tiempo determinado son mayores. En consecuencia, la AOO está inversamente relacionada con el riesgo de extinción. Las especies en riesgo elevado debido al reducido tamaño de su AOO a menudo son específicas de hábitat. En segundo lugar, la correlación entre la AOO y el tamaño poblacional es positiva en términos generales. La veracidad de esta relación para una especie dada dependerá de la variación de su densidad poblacional (Gaston 1996). No obstante, una AOO puede ser una medida útil para identificar especies en riesgo de extinción debido a sus reducidos tamaños poblacionales, cuando no hay datos disponibles para estimar el tamaño y la estructura poblacionales (Keith 1998).

Para asegurar el uso válido de los criterios y mantener la coherencia de las evaluaciones de la Lista Roja en los diferentes taxones, es fundamental escalar las estimaciones de AOO mediante celdas de cuadrícula de 2 × 2 km. Las estimaciones de AOO son altamente sensibles a la escala espacial según la que se mida la AOO (Figura 4.6 siguiente, Hartley and Kunin 2003, Nicholson *et al.* 2009). Por tanto, se pueden lograr estimaciones muy diferentes de AOO a partir de los mismos datos de distribución en el caso de que se hayan calculado a escalas diferentes (véanse “[Problemas de escala](#)” y la [Figura 4.6](#) a continuación). Los umbrales de AOO que delimitan las diferentes categorías de amenaza en los criterios B2 y D2 se han concebido para evaluar amenazas que afectan a áreas del orden de 10 – 2.000 km², y, por tanto, se supone que la AOO se estima en una escala espacial particular. Según las presentes directrices, la AOO debe escalarse mediante celdas de cuadrícula de 2 × 2 km (es decir, con un área de 4 km²) para asegurar que las estimaciones de AOO corresponden con la escala implícita de los umbrales. El uso de la escala disponible más reducida (más detallada) para estimar AOO (a veces incorrectamente llamadas “área real” o “AOO real”) no está permitido, si bien, para fines distintos del cálculo de AOO, se recomienda representar la distribución de una especie en la escala más detallada. Cabe señalar que el escalamiento de estimaciones de AOO a una granularidad espacial estándar en los criterios B2 y D2, y el escalamiento de tasas de declive poblacional según la duración de la generación en el criterio A, son procedimientos esenciales para promover la coherencia en las evaluaciones de la Lista Roja. El requisito de escala solo se aplica al cálculo de AOO. Los mapas de hábitats con resoluciones más elevadas pueden utilizarse para otros aspectos de una evaluación de la Lista Roja, como el cálculo de la reducción en la calidad del hábitat como base para la reducción poblacional correspondiente al criterio

A2(c) o la estimación de declive continuo en el área del hábitat correspondiente al criterio B2(b), así como para la planificación en materia de conservación.

El reconocimiento del papel de las AOO y la importancia de un escalamiento válido, UICN (2001, 2012b) incluye el texto siguiente: “El área de ocupación de un taxón se define como el área dentro de la 'extensión de presencia' (véase el apartado 4.9 más arriba), que es ocupada por un taxón, excluyendo los casos de actividades asociados al vagabundeo. La medida refleja el hecho de que un taxón por lo general no aparecerá en toda el área de su extensión de presencia, ya que puede contener hábitats no ocupados o inadecuados. En algunos casos (p. ej., los lugares de nidificación colonial irremplazables, los sitios de alimentación cruciales para taxones migratorios), el área de ocupación es el área más pequeña esencial para la supervivencia de las poblaciones existentes de un taxón, cualquiera que sea su etapa de desarrollo. El tamaño del área de ocupación depende de la escala en que ésta se mida y, por tanto, debe utilizarse una escala apropiada para los aspectos biológicos relevantes del taxón, la naturaleza de las amenazas y la información disponible (véase abajo). Para evitar inconsistencias y sesgos en la evaluación debido a la estimación del área de ocupación a diferentes escalas, puede ser necesario estandarizar las estimaciones aplicando un factor de corrección de escala. Es difícil dar un método estricto de cómo llevar a cabo la estandarización, ya que los diferentes tipos de taxones tienen diferentes relaciones de escala-área.”

4.10.1 Problemas de escala

Las evaluaciones de la Lista Roja basadas en el área de ocupación (AOO) pueden complicarse por la aparición de problemas de escala espacial. La estimación de la cantidad de hábitat ocupado para taxones con tamaños corporales, movilidad y áreas de distribución marcadamente diferentes requiere instintivamente diferentes escalas de medida espaciales. No obstante, muchas de las principales amenazas que repercuten en esos mismos taxones operan a escalas comunes de paisajes terrestres y marinos. Por esta razón, los criterios de la Lista Roja especifican umbrales de tamaño de área de distribución fijos para identificar taxones a niveles diferentes de riesgo de extinción. El uso de umbrales de tamaño de áreas de distribución fijos también es importante por motivos pragmáticos para mantener la parsimonia de los criterios de la Lista Roja. El uso de diferentes umbrales para los diferentes grupos de taxones amplificaría en gran medida la complejidad de los criterios y directrices, así como los riesgos de aplicaciones incoherentes.

La necesidad de escalar estimaciones de AOO de forma coherente responde lógicamente a la adopción de umbrales de AOO fijos en los criterios de la Lista Roja y la sensatez de las estimaciones de AOO para la escala de medición. Cuanto más fina sea la escala a la que se representen las distribuciones o hábitats de los taxones, menor será el área ocupada, y resultará menos probable que la estimación del área de distribución... exceda de los umbrales especificados en los criterios. Cuanto más fina sea la escala a la que se representen las distribuciones o hábitats de los taxones, menor será el área ocupada, y resultará menos probable que la estimación del área de distribución exceda de los umbrales especificados en los criterios [...]. La localización a escalas más reducidas da a conocer más áreas en las que el taxón no está registrado. Por contraste, la cartografía a escala gruesa revelará menos áreas no ocupadas, resultando en estimaciones con mayores probabilidades de exceder los umbrales para las categorías de amenaza. La elección de la escala a la que se estima el área de distribución, puede influir en el resultado de las evaluaciones de la Lista Roja y podría ser una fuente de inconsistencia y sesgo.” (UICN 2001, 2012b)

En los apartados siguientes se describe primero un método simple para la estimación de AOO, se especifica la escala de referencia adecuada y, por último, se describe un método de estandarización (o escalamiento) para casos en que los datos disponibles no se encuentran en la escala de referencia.

4.10.2 Métodos de estimación de la AOO

Hay varias maneras de estimar la AOO, pero a los efectos de las presentes directrices supondremos que las estimaciones se han obtenido contando el número de celdas ocupadas en una cuadrícula uniforme que abarca la totalidad del área de distribución de un taxón (véase la figura 2 en UICN 2001, 2012b) y calculando luego la superficie total de todas las celdas ocupadas:

$$\text{AOO} = n^{\circ} \text{ de celdas ocupadas} \times \text{área de una celda} \quad (\text{ecuación 4.1})$$

La “escala” para estimar la AOO, entonces, puede representarse como el área de una sola celda de la cuadrícula (o bien como la longitud de una celda, aunque aquí utilizaremos el área). Existen otras formas de representar la AOO, como, por ejemplo, cartografiar y calcular el área de unos polígonos que contengan todo el hábitat ocupado; la escala de estas estimaciones puede representarse como el área del polígono cartografiado de menor tamaño (o la longitud del segmento más corto del polígono), pero se trata de opciones alternativas que no se recomiendan porque a los diferentes evaluadores les resultaría más difícil producir estimaciones coherentes mediante dichos enfoques.

Si con diferentes ubicaciones de la cuadrícula (puntos de origen de la cuadrícula) se obtienen estimaciones distintas de la AOO, se utilizará la menor.

4.10.3 La escala apropiada

En todos los casos, se recomiendan las celdas de 4 km² (2 × 2 km) como escala de referencia para estimar AOO para evaluar los criterios B2 y D2. Si se realiza una estimación a otra escala, especialmente si se utilizaron datos de diferentes escalas al evaluar especies en el mismo grupo taxonómico, esto podría generar incoherencias y sesgos. Las escalas con un tamaño de cuadrícula de 3,2 x 3,2 km o más (resolución más gruesa) no resultan adecuadas porque no permiten incluir a ningún taxón en la categoría En Peligro Crítico (donde el umbral fijado en el criterio B para la AOO es de 10 km²). Las escalas más finas (pequeñas) que el tamaño de cuadrícula 2 × 2 km tienden a incluir más taxones de categorías de amenaza mayor que lo que implican las definiciones de estas categorías. Los evaluadores deberían evitar el uso de estimaciones de AOO en otras escalas. La escala para medir la AOO no debe estar basada en la EOO (ni en otras medidas del área de distribución), porque la AOO y la EOO miden factores distintos que afectan al riesgo de extinción (véase abajo).

Si la AOO puede calcularse directamente en la escala de referencia de celdas de 4 km² (2 × 2 km), puede omitir los apartados [4.10.4](#) y [4.10.5](#). Si no es posible utilizar la escala de referencia (p. ej. porque la AOO ya se ha calculado a otra escala y no se dispone de los mapas originales), los métodos expuestos en los dos apartados siguientes pueden resultar útiles.

4.10.4 Relaciones escala-área

Los sesgos causados por el uso de estimaciones de área de distribución realizadas en diferentes escalas pueden reducirse estandarizando estimaciones conforme a una escala de referencia que sea adecuada para los umbrales de los criterios. En el presente apartado y en el siguiente se examina la relación escala-área en la que se apoyan estos métodos de estandarización y se

describen dichos métodos con ejemplos. El método de estandarización depende de cómo se estime la AOO. En las siguientes explicaciones, daremos por sentado que la AOO se ha estimado con el método de la cuadrícula resumido anteriormente.

El método de estandarización o corrección que comentaremos a continuación está basado en la relación entre escala y área o, dicho en otras palabras, en la variación que experimenta la AOO estimada cuando se modifica la escala o la resolución. Las estimaciones de la AOO se pueden calcular a diferentes escalas, empezando por las localidades cartografiadas a la resolución espacial más fina de que se disponga, y duplicando luego sucesivamente el tamaño de las celdas de la cuadrícula. La relación entre el área ocupada y la escala a la que se ha estimado se puede representar en un gráfico denominado curva área-área (véase la [Figura 4.6](#)). Las pendientes de estas curvas pueden variar entre límites teóricos, en función del grado de saturación de la cuadrícula. Cuando solo una celda de cuadrícula detallada aparece ocupada en el paisaje (distribución sin ninguna saturación), se llega a la curva máxima teórica 1. Cuando todas las celdas de cuadrícula detalladas aparecen ocupadas (distribución totalmente saturada), se llega a la curva máxima teórica 0.

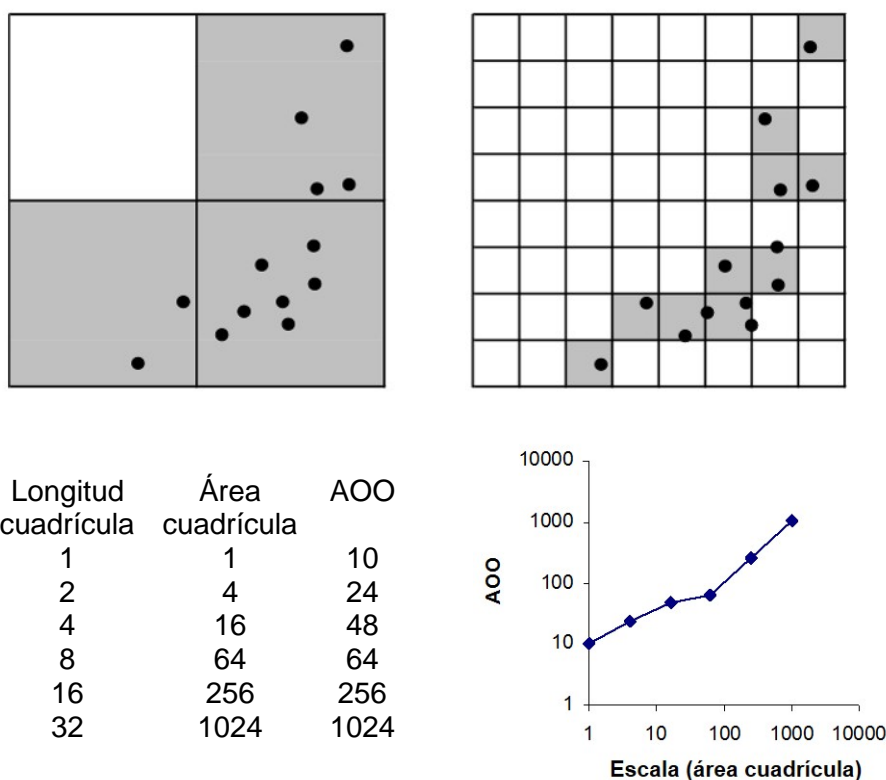


Figura 4.6. Ilustración de la dependencia de la escala al calcular el área de ocupación. Con una escala fina (mapa de la derecha), AOO = 10 x 1 = 10 unidades² (según la ecuación 4.1). Con una escala más gruesa (mapa de la izquierda), AOO = 3 x 16 = 48 unidades². La AOO se puede calcular a varias escalas duplicando sucesivamente las dimensiones de la cuadrícula a partir de estimaciones realizadas a la escala más fina de la que se disponga (véase Cuadro). Estas estimaciones se pueden representar en una curva área-área (arriba).

4.10.5 Factores de corrección de escala

Las estimaciones de la AOO se pueden estandarizar aplicando un factor de corrección de escala, y las relaciones escala-área (p. ej., [Figura 4.6](#)) pueden servir de guía para realizar dicha

estandarización. No es posible indicar un único factor de corrección de escala que sirva para todos los casos, porque cada taxón tiene su propia relación escala-área. Además, un factor de corrección apropiado debe tener en cuenta la escala de referencia (es decir, un tamaño de cuadrícula de 2 x 2 km) que se adapte a los umbrales de área de ocupación definidos en el criterio B. El siguiente ejemplo muestra cómo se puede aumentar y reducir la escala, respectivamente, de estimaciones de la AOO realizadas a escala fina y gruesa, para estandarizarlas según la escala de referencia y obtener así una estimación que se pueda evaluar con respecto a los umbrales de AOO definidos en el criterio B.

Ejemplo: aumento de escala

Supongamos que disponemos de estimaciones de la AOO que presentan una resolución de cuadrícula de 1 x 1 km, como en la figura 4.6 (derecha), y que necesitamos obtener una estimación a la escala de referencia representada por una cuadrícula de 2 x 2 km. Esto se puede hacer cartográficamente duplicando sencillamente las dimensiones iniciales de la cuadrícula, contando el número de celdas ocupadas y aplicando la ecuación 4.1. Si la escala de referencia no es un múltiplo geométrico de la escala de la estimación inicial, habrá que calcular una curva área-área, como se muestra en la figura 4.6, e interpolar una estimación de la AOO realizada a la escala de referencia. Esta operación se puede efectuar matemáticamente calculando un factor de corrección de escala (C) a partir de la pendiente de la curva área-área, como se indica a continuación (en todas las ecuaciones siguientes, log significa siempre un logaritmo de base 10):

$$C = \log(AOO_2/AOO_1) / \log(Ag_2/Ag_1) \quad (\text{ecuación 4.2})$$

donde AOO_1 es el área ocupada estimada de las cuadrículas de una superficie Ag_1 , que representa un tamaño cercano pero menor que la escala de referencia, y AOO_2 es el área ocupada estimada de las cuadrículas de una superficie Ag_2 , que son de un tamaño cercano pero mayor que la escala de referencia. Por consiguiente, para hacer una estimación de la AOO_R a la escala de referencia, Ag_R , basta con reordenar la ecuación 2 como sigue:

$$AOO_R = AOO_1 * 10^{C * \log(Ag_R / Ag_1)}, \text{ o } AOO_R = AOO_2 * 10^{C * \log(Ag_R / Ag_2)} \quad (\text{ecuación 4.3})$$

En el ejemplo de la figura 4.6, las estimaciones de la AOO obtenidas a partir de las cuadrículas de 1 x 1 km y de 4 x 4 km se pueden utilizar para verificar la AOO estimada a la escala de referencia de 2 x 2 km, como se indica a continuación:

$C = \log(48/10) / \log(16/1) = 0,566$, y utilizando la ecuación 4.3 con este valor de C, la estimación de AOO realizada a mayor escala ($AOO_2=48$), y los tamaños de cuadrícula a escala mayor y a escala de referencia ($Ag_R=4$; $Ag_2=16$), la estimación de AOO a la escala de referencia se calculará como sigue:

$$AOO = 48 * 10^{0,566 * \log(4/16)} = 22 \text{ km}^2$$

Nótese que esta estimación difiere ligeramente del dato auténtico obtenido a partir del recuento de las celdas y la ecuación 1 (24 km²), porque la pendiente de la curva área-área no es exactamente constante entre las escalas de medición de 1 x 1 km y 4 x 4 km.

Ejemplo: reducción de escala

Es más difícil reducir la escala de una estimación de la AOO que aumentarla, porque no se dispone de información cuantitativa sobre la ocupación de la cuadrícula a escalas más finas que la escala de referencia. Por ello, en este caso se requiere una extrapolación, en vez de una interpolación de la curva área-área. Kunin (1998) y He y Gaston (2000) proponen métodos

matemáticos para realizar esta operación. Una opción sencilla es aplicar la ecuación 4.3 utilizando un valor aproximado de C.

Para obtener una aproximación de C, una de las posibilidades es calcularlo a escala más gruesa, como sugiere Kunin (1998). Por ejemplo: si queremos estimar la AOO a 2 x 2 km cuando la resolución más fina de los datos disponibles es de 4 x 4 km, podemos calcular C a partir de estimaciones obtenidas a 4 x 4 km y a 8 x 8 km, de la forma siguiente.

$$C = \log(64/48) / \log(64/16) = 0,208$$

Esta solución, sin embargo, implica suponer que la pendiente de la curva área-área es constante, lo cual es muy poco probable si se quiere aplicar a numerosos taxones en una gama de escalas moderada. En el caso que nos ocupa, la AOO a 2 x 2 km está sobrestimada porque C fue subestimado.

$$AOO = 48 * 10^{0,208 * \log(4/16)} = 36 \text{ km}^2.$$

Si bien la extrapolación matemática puede servir de guía para estimar C, puede haber información cualitativa sobre la capacidad de dispersión, la especificidad del hábitat y las características del paisaje que también resulte de utilidad. El tabla 4.1 muestra la influencia que estos factores pueden ejercer sobre los valores de C en la gama de escalas comprendida entre los tamaños de cuadrícula de 2 x 2 km y de 10 x 10 km.

Tabla 4.1. Características de los organismos y de su hábitat que influyen en la pendiente de la relación escala-área y, por tanto, en el factor de corrección de escala (C) dentro de la gama de escalas espaciales representada por cuadrículas con un tamaño de 2 x 2 km y 10 x 10 km.

Rasgo biológico	Influencia en C	
	reducida (cercana a 0)	importante (cercana a 1)
Capacidad de dispersión	Amplia	Localizada o sésil
Especificidad del hábitat	Amplio	Restringido
Disponibilidad del hábitat	Extenso	Limitado

Por ejemplo, si el organismo considerado es un animal con un área de distribución amplia, que no necesita un hábitat especializado y vive en un territorio extenso y relativamente uniforme (p. ej., una especie de camello en el desierto), su distribución a una escala fina estará relativamente saturada, y el valor de C se aproximará a cero. Por el contrario, unos organismos sésiles o que tienen un área de distribución amplia, pero requieren un hábitat específico que existe sólo en pequeñas parcelas del paisaje (p. ej., aves marinas migratorias que se reproducen únicamente en ciertos tipos de acantilados o islas) tendrán unas distribuciones muy poco saturadas, con unos valores de C cercanos a uno. Cuando hay que estimar un valor de C que pueda aplicarse a la ecuación 4.3 para estimar la AOO a la escala de referencia, pueden resultar de utilidad tanto los conocimientos biológicos cualitativos sobre los organismos, como las relaciones matemáticas derivadas de datos expresados a escala gruesa. La incertidumbre en el valor de C puede representarse mediante el uso de aritmética de intervalos o difusa para propagar incertidumbre por la evaluación tal como se describe en el [apartado 3.2](#).

Por último, cabe destacar que si para evaluar un taxón según los umbrales del criterio B, se utilizan directamente estimaciones de AOO a una escala mayor que el valor de referencia sin corregir dicha escala, dicha evaluación parte de la hipótesis de que la distribución está totalmente saturada a la escala de referencia (es decir, se supone que C = 0). En otras palabras:

se presupone que las celdas ocupadas de la cuadrícula a escala gruesa no contienen hábitats inadecuados o no ocupados, los cuales sí podrían detectarse en una cuadrícula a la escala de referencia (véase la [Figura 4.7](#)).

4.10.6 Hábitat “lineal”

Se expresa a veces preocupación respecto de que las cuadrículas no tengan mayor significado ecológico en el caso de los taxones que viven en hábitats “lineales”, como, por ejemplo, un río o una franja costera. Si bien dicha preocupación es válida, para evaluar un taxón según el criterio B es importante disponer de un sistema de medición que sea congruente con los umbrales y que permita obtener clasificaciones comparables. Si las estimaciones de la AOO estuvieran basadas en estimaciones de la longitud x ancho del hábitat, muy pocos taxones podrían superar el umbral de la categoría VU según el criterio B (sobre todo si el hábitat en cuestión es un arroyo o una playa de unos pocos metros de ancho). Además, se plantea el problema de definir qué es un hábitat “lineal”, así como de medir la longitud de una línea irregular. Por ello, recomendamos que los métodos anteriormente expuestos para estimar la AOO se utilicen para taxones con cualquier tipo de distribución del hábitat, incluidos aquellos que, por vivir en ríos o franjas costeras, tienen un área de distribución lineal.

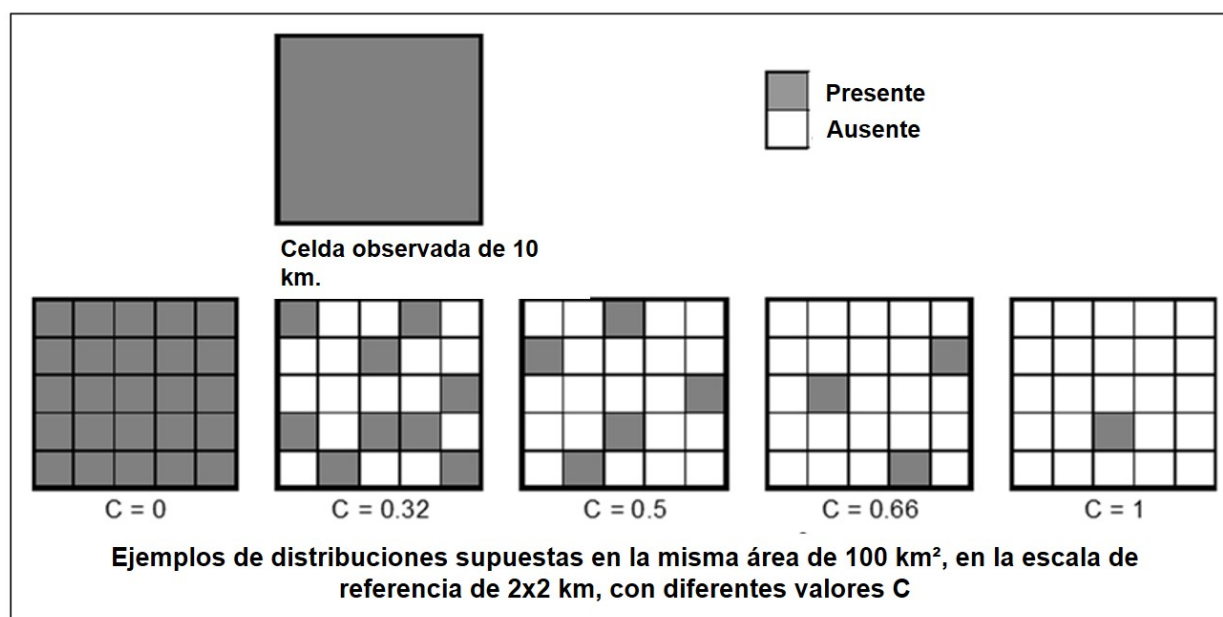


Figura 4.7. Ilustración de las consecuencias de distintos valores supuestos de C. El mapa disponible tiene una resolución de 10x10 km, así que una presencia observada a esta escala corresponde a 25 celdas a la escala de referencia de 2x2 km. Suponiendo que C=0 (es decir, si utilizamos directamente la estimación como AOO sin ponerla a la escala de referencia), estamos presuponiendo que la totalidad de las 25 celdas están ocupadas. Al contrario, un valor de C=1 supone que una sola celda de 2x2 km está ocupada.

4.10.7 La AOO y EOO basada en modelos y mapas de hábitats

Tanto las AOO como las EOO pueden estimarse a partir de “...sitios conocidos, inferidos o proyectados de presencias actuales...” (UICN 2001). En este caso, ‘conocidos’ se refiere a registros extintos confirmados del taxón; ‘inferidos’ se refiere al uso de la información sobre características de hábitats, capacidad de dispersión, tasas y efectos de la destrucción de hábitats y otros factores relevantes, basados en sitios conocidos, para deducir que es muy probable que el taxón esté presente en otros sitios; y ‘proyectados’ se refiere a sitios espacialmente previstos

sobre la base de mapas o modelos de hábitats, en función de las tres condiciones que se describen a continuación.

Los mapas de hábitats muestran la distribución del posible hábitat para una especie. Pueden basarse en la interpretación de imágenes obtenidas por teledetección y/o análisis de datos medioambientales espaciales, utilizando para ello combinaciones sencillas de capas de datos de un SIG o modelos de hábitat estadísticos más formales (p. ej., modelos lineales y aditivos generalizados, árboles de decisiones, modelos bayesianos, árboles de regresión, etc.). Estos modelos de hábitat también se conocen como modelos de nicho ecológico, modelos de distribución de especies, modelos bioclimáticos y modelos de idoneidad de hábitat. Los mapas de hábitats pueden servir de base para estimar la AOO y la EOO, y si se dispone de mapas correspondientes a momentos diferentes en el tiempo, también existe la posibilidad de estimar las tasas de variación. Sin embargo, este tipo de mapa no puede utilizarse directamente para estimar la AOO o EOO de un taxón porque a menudo abarca una zona de mayor extensión que el hábitat ocupado (es decir, que también representan áreas de hábitats potenciales que actualmente pueden estar desocupadas). Aun así, puede resultar una herramienta útil para estimar indirectamente la AOO o EOO, siempre que se cumplan las tres siguientes condiciones:

- i) Los mapas tienen que estar justificados en tanto representaciones precisas de los requerimientos de hábitat de la especie y deben validarse por un medio independiente de los datos utilizados para construirlos.
- ii) El área representada del hábitat *potencial* debe interpretarse de modo que permita producir una estimación del área del hábitat *ocupado*.
- iii) En el caso de las AOO, el área estimada de un hábitat ocupado obtenida del mapa debe escalarse conforme a la escala de referencia (véase el [apartado 4.10](#)). En el caso de las EOO, las áreas de hábitats ocupados deben utilizarse para estimar el área del polígono convexo mínimo (véase el [apartado 4.9](#)).

Los mapas de hábitats pueden variar ampliamente en calidad y precisión (condición i). Si se omiten variables claves del modelo subyacente, es posible que el mapa no represente con exactitud el hábitat considerado. Por ejemplo: es fácil que un mapa sobrestime el hábitat de una especie montañesa dependiente de los bosques si identifica todas las zonas boscosas como un hábitat potencial sin tener en cuenta la altitud. La resolución espacial de los recursos del hábitat también repercute en el grado de fidelidad con que un mapa representa el hábitat. Por ejemplo, los sitios de nidos especializados para aves, como la disposición particular de sotobosque o árboles con huecos de un tamaño determinado, no son susceptibles de representarse o modelizarse a escalas gruesas. Por ello, antes de utilizar mapas de hábitats para las evaluaciones de la Lista Roja, es preciso evaluar las limitaciones de la representación cartográfica, lo que permitirá determinar si los mapas sobrestiman o subestiman la extensión de hábitat potencial. Una evaluación crítica de la condición (i) debe incluir consideraciones tanto biológicas como estadísticas. Por ejemplo, la selección de las variables de predictores debe basarse en el conocimiento de la biología de las especies y no simplemente ajustarse estadísticamente a partir de un conjunto de posibles variables convenientemente disponibles. Desde el punto de vista estadístico, deben emplearse métodos adecuados para la evaluación de modelos (p. ej., validación cruzada). Véase el [apartado 12.1.12](#).

Los mapas de hábitats pueden reflejar de forma precisa el hábitat potencial, aunque solo podrá ocuparse una fracción de este último (condición ii). En cambio, en función del esfuerzo de inspección, el conjunto de localidades ‘conocidas’ donde está presente el taxón puede subestimar el área del hábitat ocupado (véase el [apartado 4.10.8](#)). Una baja ocupación del hábitat puede ser consecuencia de otros factores limitantes, como la disponibilidad de presas, el impacto de los depredadores, los competidores o las perturbaciones, los límites de dispersión, etc. En

estos casos, la superficie de hábitat cartografiada puede resultar muy superior a la AOO o EOO y será preciso rectificarla (utilizando una estimación de la proporción de hábitat ocupada) para obtener una estimación válida. Para ello se puede efectuar un muestreo aleatorio de las celdas de hábitat adecuado de la cuadrícula, lo que requerirá varias iteraciones para obtener un valor medio estable de la AOO. Para determinar las porciones de hábitat potencial previsto que deben identificarse como sitios ‘proyectados’ que pueden utilizarse para estimar AOO y EOO, los evaluadores deberían considerar los sitios con muchas probabilidades de ser ocupados basándose en: valores de idoneidad del hábitat previsto; características relevantes desde el punto de vista ecológico de la localidad; la capacidad de dispersión del taxón; los obstáculos potenciales para la dispersión; las características fisiológicas y conductuales del taxón; la proximidad a registros confirmados; la intensidad de las investigaciones; el efecto de los depredadores, competidores o patógenos en la reducción de la fracción ocupada del hábitat disponible; y otros factores pertinentes.

Los mapas de hábitats se generan a una resolución determinada por las capas de datos entrantes (imágenes satelitales, modelos digitales de elevación, capas climáticas, etc.). Esta información suele estar disponible a escala más fina que la necesaria para estimar la AOO (condición iii), de modo que será preciso aumentar la escala (véase el [apartado 4.10.5](#)). En otras palabras, el área de hábitat potencial (también llamada extensión de hábitat adecuado) medida a una escala más fina (mayor resolución) que las celdas de cuadrícula de 2×2 , incluso después de la corrección de la ocupación (debido a que el taxón no ocupaba todo el hábitat adecuado identificado), no puede utilizarse directamente para realizar comparaciones con los umbrales de AOO y, definitivamente, tampoco con los umbrales de EOO. En el caso de la AOO, el área debe medirse según la escala de referencia (véase el [apartado 4.10.5](#)), y en el caso de la EOO, el área debe utilizarse para calcular el polígono convexo mínimo que incluye todas las áreas de hábitat identificadas (véase el [apartado 4.9](#)).

Si la AOO es menor que la superficie de hábitat potencial, cabe la posibilidad de que la población esté disminuyendo dentro de dicho hábitat, sin que se observen necesariamente indicios de cambio en este último. Por consiguiente, se trata de un método que puede resultar a la vez inexacto y poco prudente para estimar una reducción de la población.

No obstante, si se observa una disminución en una superficie de hábitat cartografiada (y si el mapa representa el hábitat potencial con un grado de exactitud razonable – condición i), es probable que la población esté disminuyendo por lo menos a ese ritmo. Esta generalización es sólida, puesto que incluso una pérdida de hábitat no ocupado puede reducir la viabilidad de la población. Por lo tanto, si no se dispone de ninguna estimación de la AOO, cabe la posibilidad de basarse en la disminución observada en la superficie cartografiada de hábitat para invocar una “disminución continua” según los criterios B y C y, partiendo de dicha tasa de disminución, calcular el límite inferior de reducción de la población según el criterio A.

4.10.8 Efecto del esfuerzo de muestreo y detectabilidad sobre las estimaciones de AOO

Las estimaciones de AOO pueden ser sensibles a los esfuerzos de muestreo, igual que pueden serlo las estimaciones de EOO, el número de localidades y el número de subpoblaciones. Inevitablemente, no siempre puede detectarse un taxón en todos los lugares en que está presente, ya sea porque sus formas de vida son crípticas, sus etapas de vida detectables son de poca duración, es difícil de detectar (y el número de expertos capaces de hacerlo es reducido), o porque está presente en regiones inaccesibles o apenas exploradas. En el caso de taxones llamativos presentes en áreas perfectamente muestreadas, puede resultar razonable asumir que se ha detectado la mayoría de localidades donde los taxones están presentes y que la AOO puede estimarse calculando el área de las celdas de cuadrícula de 2×2 km en que se encuentran los registros de observación mediante la ecuación 4.1. Sin embargo, en el caso de los taxones con un

gran número de localidades probablemente no registradas, esta hipótesis y el cálculo resultante subestimarán la AOO.

La subestimación de la AOO afectará al resultado de las evaluaciones de la Lista Roja (criterio B2), por ejemplo, si la AOO estimada ocupa una superficie inferior o cercana a los 2.000 km², que es el umbral inferior de la categoría VU. En esos casos, es posible que los evaluadores no puedan justificar la hipótesis de que la AOO se estima de forma precisa a partir de una simple intersección de registros actuales con una cuadrícula estándar de 2 × 2 km, y deberá elaborarse una hipótesis alternativa en apoyo de una estimación más precisa.

Los evaluadores deberían seguir el [apartado 3.2](#) para gestionar la incertidumbre en estimaciones de AOO en el caso de taxones potencialmente amenazados con distribuciones insuficientemente muestreadas. Un límite inferior plausible de una AOO no sería más pequeño que el basado en una intersección de registros actuales con una cuadrícula de 2 × 2 km, pero podría ser más grande. Un límite superior plausible de AOO no sería mayor que el basado en una intersección de hábitat potencial (puesto que es bien conocido) con una cuadrícula de 2 × 2 km, pero seguramente será más pequeño porque es posible que el taxón no ocupe la totalidad de su hábitat adecuado. Los mapas y modelos de hábitat pueden fundamentar estimaciones plausibles de AOO basadas en las orientaciones que figuran en el [apartado 4.10.7](#).

Un paso importante en el enfoque descrito en el [apartado 4.10.7](#) consiste en estimar la proporción del hábitat potencial que se ocupa en el momento de la evaluación de la Lista Roja. Esto debería basarse en hipótesis explícitas referidas a información sobre el esfuerzo y el éxito de investigación, así como factores ecológicos como la depredación, la competencia, las enfermedades, etc. que puedan limitar la ocupación en el hábitat potencial. Los evaluadores deben describir esta información y explicar cómo apoya su estimación de la proporción del hábitat potencial que ocupa el taxón.

Por último, en los casos en que los límites superior e inferior plausibles de AOO ocupen todo el rango de categorías desde Preocupación Menor hasta En Peligro Crítico, se deberá asignar a las especies la categoría de Datos Insuficientes, ([apartado 3.2](#)), a menos que se les deba aplicar otro criterio.

4.10.9 Complementariedad de AOO, EOO y número de localidades

Debe entenderse que las AOO, EOO y el número de localidades son todas medidas espaciales que miden diferentes aspectos (en ocasiones solapados) de dispersión del riesgo o de aseguramiento frente a amenazas espacialmente explícitas. Por tanto, las tres medidas deberían estimarse y evaluarse en relación con los criterios siempre que existan datos que lo permitan. Tal como se ha mencionado en el [apartado 4.9](#), para comprender las relaciones entre estas medidas espaciales, puede resultar útil pensar en las especies que tienen valores similares para una de estas medidas y valores diferentes para el resto. Suponga que dos especies con historias naturales similares tienen la misma EOO, pero valores diferentes de AOO, tal vez porque los requisitos de hábitat de una son más especializados. Por ejemplo, se pueden distribuir dos especies en el mismo desierto (por tanto, la EOO es la misma), y una está presente en toda la superficie (AOO de gran tamaño), mientras que la otra se limita a los oasis (AOO de tamaño reducido). Es posible que la especie con la AOO más pequeña tenga un mayor riesgo de extinción porque es probable que las amenazas relativas a su hábitat restringido (p. ej., la degradación de los oasis) reduzcan su hábitat más rápidamente en un área que no puede soportar una población viable. La especie con la AOO más reducida también tiene probabilidades de

tener un tamaño poblacional más reducido que la que tiene una mayor AOO, por lo que, por este motivo, es probable que tenga mayores riesgos de extinción.

4.11 Localidad (criterios B y D)

“El término ‘localidad’ se define como un área geográfica o ecológica distintiva en la cual un solo acontecimiento amenazante puede afectar rápidamente a todos los individuos del taxón presente. El tamaño de una localidad depende del área cubierta por la amenaza y puede incluir parte de una o muchas subpoblaciones del taxón. Cuando una especie se encuentra amenazada por más de un factor, la localidad debería ser definida con base a la amenaza potencial más seria.” (UICN 2001, 2012b).

La justificación del número de localidades utilizadas en las evaluaciones de la Lista Roja debería considerar todas las áreas, independientemente de que estén bajo la amenaza o no (véase más abajo) y, en el caso de las áreas bajo amenaza, debería incluir referencias a las amenazas plausibles más graves. Por ejemplo: si la amenaza potencial más grave es la pérdida de hábitat, una localidad sería una zona donde un solo proyecto urbanístico puede eliminar o reducir drásticamente la población. Si, en cambio, la peor amenaza plausible es una erupción volcánica, un huracán, un tsunami, incendios o inundaciones que se repiten con cierta frecuencia, para definir las localidades se puede utilizar la extensión anterior o prevista de las coladas de lava, la trayectoria de las tormentas, inundaciones o incendios, etc. Si la amenaza plausible de mayor gravedad es la recolección o captura, se puede tomar como base la extensión de los territorios (en los que existe una normativa similar) o la accesibilidad (la mayor o menor facilidad con que se puede tener acceso a las distintas zonas de recolección o captura), así como los factores que inciden en los niveles de explotación (en otras palabras, si la intensidad de captura o recolección que se registra en dos zonas distintas varía ante una misma tendencia del mercado en materia de demanda, se pueden contabilizar ambas zonas como una única localidad).

Si en una misma zona hay dos o más subpoblaciones que pueden verse amenazadas por uno de estos eventos, se contabilizarán como una sola localidad. Y, al contrario: si una única subpoblación ocupa una zona de extensión mayor que la que podría verse afectada por un solo evento, se contará como más de una localidad.

En los casos en que la amenaza plausible más grave no afecta a la totalidad del área de distribución del taxón, se pueden utilizar otras amenazas para definir y contabilizar las localidades en las zonas no expuestas a la amenaza plausible más grave.

Si existen dos o más amenazas plausibles graves, para calcular el número de localidades se utilizará la amenaza que dé como resultado el recuento más bajo de localidades.

Si determinados sectores del área de distribución no están afectados por ninguna amenaza, podemos plantearnos las siguientes opciones, en función de las circunstancias específicas: (a) no utilizar el número de localidades (en este caso no se cumplirán los subcriterios referidos a esta variable), sobre todo si la zona no afectada representa más de la mitad del área de distribución del taxón; (b) equiparar el número de localidades de las zonas no afectadas al número de subpoblaciones existentes en ellas, sobre todo si hay varias subpoblaciones; (c) calcular el número de localidades tomando como base el tamaño más pequeño de las localidades existentes en las zonas actualmente afectadas; y (d) calcular el número de localidades en función de la amenaza que con mayor grado de probabilidad pueda afectar en el futuro a las zonas

actualmente no afectadas. En cualquier caso, es imprescindible documentar los elementos que han servido de base para calcular el número de localidades existentes.

Si no existe ninguna amenaza potencial para el taxón, no se puede utilizar el término *localidad* y, por consiguiente, tampoco se cumplirán los subcriterios relativos al número de localidades.

4.12 Análisis cuantitativo (criterio E)

“Un análisis cuantitativo se define como cualquier forma de análisis que estime la probabilidad de extinción de un taxón a partir de los datos suministrados por su historia natural conocida, los requerimientos de hábitat, las amenazas y cualquier opción de gestión especificada. El Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP) es una de estas técnicas. El análisis cuantitativo debería hacer uso de toda la información relevante disponible. En una situación donde hay información limitada, estos datos, en la medida que estén disponibles, pueden ser utilizados para estimar el riesgo de extinción (p. ej. estimando el impacto de eventos fortuitos sobre el hábitat). Al presentar los resultados del análisis cuantitativo, deben documentarse las suposiciones (que deben ser apropiadas y defendibles), los datos utilizados y los factores de incertidumbre en la información o en el modelo cuantitativo.” (UICN 2001, 2012b)

Los análisis cuantitativos sirven para evaluar taxones según el criterio E. Las indicaciones relativas a la aplicación del criterio E se encuentran en el [apartado 9](#). Es importante señalar que los umbrales del criterio E, basados en el nivel de riesgo, no deben utilizarse para inferir el riesgo de extinción de un taxón clasificado como VU, EN o CR en base a cualquiera de los criterios A, B, C o D.

5. Cómo aplicar el criterio A

El criterio A se ha concebido para resaltar los taxones que han sufrido una reducción importante en el pasado cercano o que se ha proyectado que experimentarán dicha reducción en el futuro próximo. Los métodos para calcular las reducciones se explican en el [apartado 4.5](#).

El razonamiento que sigue el criterio A es que, siendo iguales todos los demás factores, la probabilidad de extinción es mayor cuando la tasa de declive es elevada (Mace et al. 2008). El procedimiento evidente es que, si los declives no se detienen, la población acabará por extinguirse, sin importar cuál sea el tamaño poblacional actual. Aunque la población no esté disminuyendo actualmente, los declives experimentados anteriormente son indicativos del riesgo de extinción. Una de las razones es que, si una población ha respondido a una amenaza experimentando un gran declive, un declive similar puede ocurrir en el futuro como respuesta a una amenaza similar. Los declives sucesivos no tienen por qué ser inmediatos (el criterio A no requiere un declive continuo). Otra de las razones es que si una población se reduce a densidades muy por debajo de las que jamás ha experimentado, cabe la posibilidad de que la especie sea vulnerable a nuevas amenazas u otros cambios en su entorno, aunque la población no se esté reduciendo actualmente (véase el [apartado 5.5](#) para ver ejemplos al respecto).

El criterio A se basa solamente en la reducción poblacional. La razón por la que los criterios de la UICN (excepto el E) consideran los síntomas de peligro (como el declive, una población reducida, una distribución restringida, la fragmentación, etc.) de forma individual o en combinación con otros, en lugar de en forma conjunta, es que en la gran mayoría de casos no existen datos fiables sobre todos ellos en relación con una misma especie. Por ejemplo, aunque

las tasas de declive puedan estimarse a partir de un índice de abundancia (p. ej., la CPUE) y sean relativamente comunes, las estimaciones sesgadas de tamaño poblacional son raras, especialmente por lo que atañe a las especies abundantes. Otra razón por la que el criterio A considera solo la reducción es que, cuando una población está disminuyendo a un ritmo sustancial, el riesgo de extinción es más sensible a la tasa de declive que al tamaño poblacional (Lande *et al.* 2003). Por último, existen muchos ejemplos de especies abundantes que se han extinguido o casi extinguido. Dichas especies podrían haber sido identificadas como amenazadas solo mediante un criterio basado únicamente en declives (Stanton 2014). Por tanto, desde los puntos de vista práctico y teórico, cabe contar con un criterio basado solo en la tasa de declive, además de uno (el criterio C) que se basa tanto en el tamaño poblacional como en la tasa de declive.

Este criterio está dividido a su vez en los subcriterios A1, A2, A3 y A4.

- El criterio A1 se refiere a las reducciones registradas en los últimos 10 años o durante tres generaciones (el período más largo de los dos) y es aplicable a aquellos taxones cuya reducción se debe a causas claramente reversibles Y conocidas Y que han dejado de existir (véanse las siguientes explicaciones), tomando como base para ello (e indicando) cualquiera de las opciones de (a) hasta (e), como señalamos anteriormente.
- El criterio A2 también contempla las reducciones ocurridas en los últimos 10 años o durante tres generaciones (el período más largo de los dos), pero se aplica a aquellos taxones en que la reducción o las causas de la misma pueden no haber dejado de existir O no ser conocidas O no ser reversibles, tomando como base para ello (e indicando) cualquiera de las opciones de (a) hasta (e), como señalamos en A1.
- El criterio A3 se refiere a las reducciones poblacionales proyectadas o sospechadas para los próximos 10 años o tres generaciones (el período más largo de los dos, hasta un máximo de 100 años), tomando como base para ello (e indicando) cualquiera de las opciones de (a) hasta (e), como señalamos en A1.
- El criterio A4 comprende las reducciones observadas, estimadas, inferidas, proyectadas o sospechadas durante un período de 10 años o tres generaciones (hasta un máximo de 100 años en el futuro), donde el período de tiempo en cuestión debe incluir a la vez el pasado y el futuro. En este caso, la reducción o las causas de ésta pueden no haber dejado de existir O no ser conocidas O no ser reversibles, tomando como base para ello (e indicando) cualquiera de las opciones de (a) hasta (e) mencionadas en A1.

Según el criterio A, para clasificar un taxón en una categoría amenazada es necesario que se alcance un umbral cuantitativo específico de reducción poblacional. Estos umbrales son, en el caso del criterio A1, del 90% (CR), el 70% (EN) y el 50% (VU), y en los criterios A2, A3 y A4, del 80% (CR), el 50% (EN) y el 30% (VU). La diferencia en los porcentajes obedece al hecho de que un taxón cuya reducción tiene causas claramente reversibles Y conocidas Y que han cesado de existir presenta un riesgo de extinción menor que otro cuya reducción se deba a causas que pueden no haber cesado O no ser conocidas O no ser reversibles. Para poder aplicar el subcriterio A1, es preciso que se cumplan tres condiciones:

- (1) La reducción debe ser reversible. El tamaño de la población, por ejemplo, no debe ser tan bajo que factores como los efectos Allee hagan imposible o improbable su recuperación. Es, por tanto, el estado de la población lo que debe ser reversible, y no la causa que ha provocado su deterioro. Para ilustrarlo con un ejemplo: una pérdida de hábitat puede ser irreversible aun si la acción que la motivó ya ha dejado de existir; y, al contrario, puede ser considerado reversible el declive de una especie dependiente de los bosques provocado por la explotación forestal, si las prácticas de manejo forestal han cambiado y ese cambio redundará en una recuperación de la especie.

- (2) Las causas de la reducción (los factores de amenaza) deben estar identificadas y es preciso entender cómo operan dichos factores. Así, no basta con enumerar los factores de amenaza, sino que también es preciso conocer su magnitud y su mecanismo de acción (p. ej., la magnitud y distribución espacial de la sobrepesca, o la relación entre la contaminación y la reducción de la población).
- (3) Los factores de amenaza deben haber dejado de existir (p. ej., cese de la sobrepesca). Entre los diversos taxones que pueden clasificarse en base al criterio A1 cabe mencionar las especies de peces que han sufrido un declive como consecuencia de la explotación, pero en las cuales la causa de la reducción (p. ej. la sobreexplotación) ha cesado. Este criterio también puede servir para aquellas situaciones en que la población sigue siendo explotada, pero a niveles más bajos que no provocan una reducción adicional de la misma. Si alguna de las tres condiciones mencionadas (reversibilidad, conocimiento y cese) no se da en una porción sustancial de la población del taxón (un 10% o más), habrá que utilizar el criterio A2 en lugar del A1.

5.1 La base de las reducciones

Para clasificar a un taxón según el criterio A, es preciso especificar si la reducción está basada en: (a) la observación directa (A1, A2 y A4 únicamente); (b) un índice de abundancia apropiado para el taxón; (c) una reducción del área de ocupación, la extensión de presencia y/o la calidad del hábitat; (d) niveles de explotación reales o potenciales, y/o (e) los efectos de taxones introducidos, hibridación, agentes patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.

La diferencia entre la observación directa (a) y el índice de abundancia (b), además del valor que los distingue, radica en las hipótesis que deben comprobarse para poder proporcionar estimaciones válidas de tamaño poblacional. Mientras que la “observación directa” requiere sólo hipótesis estadísticas (p. ej., un muestreo aleatorio), los índices de abundancia exigen hipótesis relacionadas con la biología de la especie. Si tomamos como ejemplo una especie de tortuga marina, basarse en las “hembras nidificantes” para estudiar un cambio poblacional implica suponer que la proporción de individuos maduros que se reproduce anualmente y el número de visitas a los lugares de reproducción por hembra y por año se mantienen razonablemente constantes (o, al menos, varían muy aleatoriamente) de un año a otro. Si estas hipótesis son ciertas, el concepto “hembras nidificantes” constituye un índice apropiado del número de individuos maduros.

La observación directa (a) es el instrumento de medición más válido y, en condiciones de igualdad, debe dársele preferencia. Ello no impide que se puedan utilizar otras medidas si éstas arrojan estimaciones más fiables o coherentes del tamaño poblacional a lo largo del tiempo (es decir, si cubren de forma más exhaustiva el período de tres generaciones). Un ejemplo: en el caso de especies de difícil detección, un recuento directo puede entrañar errores importantes de muestreo y sesgos (subestimación o sobrestimación sistemática del cambio en el tamaño de la población); en cambio, un índice basado en rastros fácilmente detectables (p. ej., huellas, excrementos, etc.) o en los recursos de los que el taxón depende de forma exclusiva puede proporcionar estimaciones más fiables de una reducción poblacional. Del mismo modo, si los censos de la especie en cuestión son muy poco frecuentes, o si ésta responde a la pérdida de hábitat con un desfase temporal, el cambio registrado en el hábitat puede brindar una estimación más completa de la reducción que la observación directa (véase, en el [apartado 5.8](#), la relación entre los cambios del hábitat y el cambio poblacional).

En preciso incluir en la documentación toda la información que haya servido de base para determinar la reducción. Aun si el cálculo se ha realizado a partir de los mejores datos disponibles, como la observación directa, si también se han observado, estimado, inferido o sospechado otros factores (una reducción del área de ocupación, por ejemplo), es indispensable indicarlos.

Los criterios de la UICN utilizan los términos "observada", "estimada", "proyectada", "inferida" y "sospechada" para detallar la naturaleza de la evidencia (incluidos aspectos de calidad de los datos) que se utilizan para criterios específicos. Cabe señalar que, para un origen de datos determinado, no todas las combinaciones pueden constituir la base para utilizar el criterio A (Tabla 5.1). En los ejemplos siguientes se detallan los tipos de datos que podrían utilizarse para calcular la reducción poblacional correspondiente al criterio A.

Tabla 5.1. La relación entre la naturaleza de la evidencia (calificadores de datos) y la base de la reducción para el criterio A.

	Base de la reducción:				
	a	b	c	D	e
Naturaleza de la evidencia	observación directa	índice de abundancia (p. ej., la CPUE)	AOO, EOO, calidad de hábitat	explotación real o potencial (p. ej., capturas de peces, muerte en carretera)	taxones introducidos, hibridización, patógenos, contaminantes, competidores, parásitos
observada (recuento total - censo)	A1, A2, A4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
estimada (hipótesis estadísticas)	A1, A2, A4	A1, A2, A4	n.a.	n.a.	n.a.
proyectada (extrapolada en el futuro)	A4	A3, A4	n.a.	n.a.	n.a.
inferida (estimada a partir de evidencia directa sobre variables del mismo tipo)	n.a.	A1, A2, A3, A4	n.a.	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4
sospechada (estimada a partir de evidencia indirecta sobre variables de tipo diferente)	n.a.	n.a.	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4

n.a. : no aplicable

La reducción poblacional puede *observarse* si los datos utilizados para deducir el declive pertenecen a un censo que incluye un recuento directo de todos los individuos conocidos de una población. Esta información puede utilizarse en el criterio A1 o A2. En el caso del criterio A4, en que el período de tiempo de evaluación de reducciones abarca el pasado y el presente, sólo puede *observarse* una parte de una reducción. La parte correspondiente a la tendencia de la población en el futuro debe incluirse bajo otro calificador (p. ej., *proyectada*).

Una reducción poblacional puede *estimarse* a partir de datos censales, tal como se ha indicado anteriormente, o a partir de un índice de abundancia (p. ej., captura por unidad de esfuerzo, densidad, número de hembras nidificantes; abundancia basada en los datos de marcado y recaptura). Los índices de abundancia se basan en hipótesis estadísticas (p. ej., sobre el modo en que el plan de muestreo implementado se relaciona con el número de individuos maduros) y/o hipótesis relativas a la biología de las especies, es decir, el modo en que el índice se relaciona

con la variable que se está estimando para calcular una reducción poblacional (individuos maduros).

Una reducción poblacional puede *proyectarse* si se ha extrapolado a partir de datos censales o un índice de abundancia, ya sea del presente al futuro (criterio A3), o del pasado y el presente al futuro (criterio A4). Por ejemplo, se puede estimar una disminución de una población sobre dos generaciones, y proyectarse para otra generación en el futuro (criterio A4).

Una reducción poblacional puede *inferirse* si se calcula a partir de evidencia indirecta de variables del mismo tipo general. Por ejemplo, la reducción poblacional en el número de individuos maduros calculada a partir de una disminución en los datos de captura de pesquerías, datos de caza o muertes en carretera (criterio A2d) podría clasificarse como *inferida*. La inferencia también puede implicar la extrapolación de una reducción observada o estimada de una población conocida para calcular una reducción inferida para otra subpoblación de la misma especie. Por ejemplo, se puede inferir que una disminución observada en el tamaño poblacional de un fragmento de bosque es la misma para una subpoblación en un fragmento de tamaño similar donde no se ha configurado un censo, aunque exista la percepción de que se encuentra bajo las mismas amenazas. También se pueden realizar inferencias a partir de la disminución en la EOO o basándose en una reducción en la calidad o la extensión del hábitat. En este caso, se podría esperar que el número de individuos maduros de una especie específica de un hábitat esté más asociado a la reducción en la extensión del hábitat que una especie no específica de un hábitat.

Una reducción de población puede *sospecharse* si, a partir de evidencia circunstancial, se puede establecer una relación a partir de un factor relacionado con la abundancia o la distribución de la población. La relevancia del factor como indicador del número de individuos maduros debe justificarse de forma razonable. Los registros de conocimientos ecológicos tradicionales o datos anecdóticos pueden utilizarse, por ejemplo, para calcular una reducción sospechada durante un período de tiempo determinado, si una población solía visitarse de forma regular y ahora apenas es objeto de observación.

5.2 El uso de tiempos máximos y mínimos en el criterio A

En el criterio A, la duración de la generación se utiliza como una manera de adecuar el marco temporal de medición de las reducciones al ciclo biológico del taxón. Así, para alcanzar un mismo umbral cuantitativo (p. ej. una reducción del 80%) en un lapso de tiempo dado (p. ej. 10 años), los taxones con una vida corta y un ritmo de reproducción más rápido deben registrar tasas de mortalidad anual más elevadas que los taxones longevos que se reproducen a menor velocidad. En otras palabras, puede suceder que los taxones longevos no alcancen nunca los umbrales cuantitativos de declive en los lapsos de tiempo fijados, y sin embargo pueden llegar a experimentar muchos años de declive poblacional a causa de sus limitadas posibilidades de reclutamiento. El período de tres generaciones sirve así para adecuar el umbral de la tasa de declive a la escala del ciclo biológico de la especie. Este elemento de escala permite aplicar el criterio A a una amplia variedad de taxones. Se ha fijado un tiempo mínimo de 10 años porque, si bien algunos taxones tienen intervalos trigeneracionales inferiores a 10 años, el lapso de diez años es el tiempo mínimo considerado como relevante para las acciones o planes de conservación. También se ha fijado un tiempo máximo para las evaluaciones basadas en proyecciones de futuro porque se estima que el futuro lejano no puede predecirse con una certeza suficiente que permita justificar su uso como un medio para evaluar si un taxón está o no amenazado. No se establece en cambio un tiempo máximo para las evaluaciones basadas en

reducciones pasadas, por considerarse que, en el caso de los taxones longevos, es importante utilizar datos referidos a tres generaciones, siempre que se disponga de ellos.

5.3 Cómo aplicar el criterio A4

Para decidir si un taxón se puede clasificar en base al criterio A4, hay que calcular la reducción por el método de la “ventana móvil”. No se puede determinar si el criterio A4 es aplicable o no partiendo exclusivamente del modelo cualitativo del declive, ni tampoco calculando únicamente las reducciones pasadas o futuras.

Para calcular una reducción con “ventana móvil”, se debe primeramente crear una serie temporal de tamaños poblacionales del pasado y de proyecciones futuras. A continuación, calcule la reducción de tres generaciones para todos los períodos de tiempo que incluyen al menos un año pasado y al menos un año futuro. La duración de estos intervalos temporales (ventanas) debe ser de tres generaciones o 10 años (el período más largo de los dos), pero no puede prolongarse más de 100 años hacia el futuro. El último paso es determinar el máximo de estas reducciones, que será el número que utilizaremos en el criterio A4. El hecho de que un taxón se clasifique o no en base al criterio A4 depende obviamente de que cumpla o no los requisitos de alguno de los criterios restantes.

Si sólo se tienen datos fiables del pasado para períodos inferiores a tres generaciones y/o si las predicciones fiables de futuro no alcanzan un período de tres generaciones medidas a partir del momento actual, la ventana de tres generaciones utilizada para el criterio A4 puede definirse como el período de tiempo para el cual se dispone de datos y predicciones fiables.

Por regla general, un taxón clasificado según los criterios A2 y A3 también suele cumplir los requisitos del A4. Pero no siempre sucede así, y una categoría de amenaza determinada por el método de la “ventana móvil” puede resultar superior a la que correspondería si el cálculo se hubiese efectuado a partir de las reducciones pasadas y futuras. Por ello, es aconsejable evaluar siempre todas las especies según el criterio A4 además del A2 y el A3. Para ver un ejemplo simple del uso de los criterios A2, A3 y A4, consulte la hoja de cálculo “A1-A4” del libro de trabajo **CriterionA_Workbook_SP.xls** mencionada en el [apartado 4.5](#).

5.4 Reducción seguida de incremento o estabilización a corto plazo: El efecto “trampolín de esquí”

Hay taxones longevos y de amplia distribución que presentan un declive pronunciado a largo plazo y, al mismo tiempo, un incremento reciente, y cuyos tamaños poblacionales superan con mucho los umbrales de lo que se considera una distribución y un tamaño poblacional críticos (según los criterios B a D). Este patrón se conoce como *efecto “trampolín de esquí”* y afecta a cualquier taxón longevo que haya experimentado un declive en el pasado y que actualmente se mantiene estable o registra un incremento. La pregunta que a menudo se plantea es si al evaluar el grado de amenaza de este tipo de taxones hay que priorizar el prolongado declive histórico o los crecimientos más recientes. Pero en realidad dicha pregunta induce a error: los criterios de la UICN no permiten establecer un orden de precedencia entre ellos, ni dar mayor importancia a un criterio en detrimento de otro. La interpretación correcta es, en este caso, evaluar el taxón en base a todos los criterios. La razón de ser del criterio A estriba en que las tendencias a largo plazo pueden indicar una causa subyacente, mientras que las tendencias recientes pueden ser temporales.

Al aplicar el criterio A a taxones con estas características, cabe recordar algunos aspectos.

- (1) Si las causas de la reducción son claramente reversibles Y se conocen Y han dejado de existir, se aplican los umbrales más altos del criterio A1 (90% para CR, 70% para EN y 50% para VU), lo que, a su vez, puede conducir a clasificar el taxón en una categoría inferior, reflejando así el hecho de que en el momento actual se mantiene estable o aumenta.
- (2) la incertidumbre en los datos (especialmente en datos históricos a largo plazo), si se incorpora correctamente en la evaluación, puede influir en el resultado de la clasificación (véase el [apartado 3.2](#)).
- (3) Si se está aplicando un programa continuo de conservación o gestión que beneficia la condición del taxón, cuyo cese implicaría la posible inclusión del taxón en una categoría de amenaza transcurridos cinco años, es posible que el taxón sea elegible para incorporarse en la lista como NT (véase el [apartado 10.1](#)), a menos que sea elegible para una categoría de amenaza con arreglo a cualquier criterio. Un ejemplo de esta dependencia de la gestión o la conservación sería el caso en que una población se ha visto severamente diezmada y un programa de gestión impide más disminuciones o regenera la población. Si se proyecta, infiere o sospecha que el cese del programa puede generar disminuciones poblacionales, como que el taxón sea elegible para una categoría amenazada con arreglo al criterio A3 o A4 en diez años, podrá incorporarse a la lista como dependiente de conservación con arreglo a la categoría NT, con la descripción del programa de gestión vigente.
- (4) Si se proyecta, infiere o sospecha que las poblaciones disminuirán hasta los umbrales previstos en el criterio A, el taxón podrá incorporarse a la lista con arreglo al criterio A3 o A4.

5.5 Reducción histórica seguida de una estabilización a largo plazo: Poblaciones seriamente diezmadas

Algunos taxones (particularmente los marinos) sobreviven en unas fracciones muy bajas de su capacidad de carga o su equilibrio en ausencia de explotación. El tamaño actual de una población en relación con sus niveles históricos puede calcularse estimando la reducción desde el primero año del que se dispone de datos hasta el año actual (véase el [apartado 4.5](#) para conocer los métodos para estimar reducciones). Esas estimaciones, u otra información, pueden mostrar que una población se ha visto severamente diezmada en relación con su capacidad de carga o su equilibrio en ausencia de explotación. En algunos casos, es posible que los taxones se hayan visto severamente diezmados, pero no muestran disminuciones detectables, por lo que es posible que no sean elegibles con arreglo al criterio A1 o A2 porque sus disminuciones tuvieron lugar hace más de tres generaciones, y es posible que sean demasiado dispersos y abundantes como para ser elegibles con arreglo a cualquier otro criterio, lo que refleja el hecho de que actualmente no tienen un elevado riesgo de extinción. Sin embargo, pueden constituir un motivo de preocupación, por ser más sensibles a eventos catastróficos imprevistos y porque los taxones marinos pueden ser objeto de captura accidental en otras pesquerías. Actualmente, estos taxones no son evaluados como amenazados según los criterios A1 y A2, pero sí pueden ser clasificados como tales si cumplen los requisitos de los criterios A3, A4, B, C, D o E.

Los taxones que se encuentran en esta situación pueden ser evaluados mediante los criterios A3 o A4, en función de los declives poblacionales proyectados o sospechados para el futuro, siempre y cuando existan pruebas suficientes de las amenazas a las que se enfrenta el taxón o de la probable tasa de declive del mismo para justificar dicha clasificación. Pueden incluir desde factores biológicos o ecológicos (p. ej., depensación o umbrales de efecto de la proporción por sexos especialmente en especies adaptadas a densidades de población elevadas), hasta factores

de amenaza y detección (p. ej., incremento del valor económico por un incremento de la rareza, la innovación tecnológica o la eliminación repentina de medidas de gestión). Las evaluaciones en relación con el criterio A3 o A4 deberían realizarse cuando la condición de la especie dependa de las medidas de conservación o gestión que se proyecta, sospecha o infiere que terminarán siendo menos eficaces en duraciones de tres generaciones. Ejemplos específicos de taxones marinos: Cobo Rosado (*Strombus gigas*) y abulón (*Haliotis* spp.), que tienen requisitos de densidad mínimos para la reproducción (p. ej., Hobday *et al.* 2001; Stoner *et al.* 2012); Abadejo (*Mycteroperca microlepis*), que puede experimentar limitación de esperma cuando se favorece la proporción del sexo femenino (Coleman *et al.* 1996); Mero Estriado (*Epinephelus striatus*), que experimentó un colapso repentino debido a la hiperestabilidad o la posible depensación (Sadovy and Domeier 2005); Totoaba (*Totoaba macdonaldi*), que sufrió una intensa explotación tras un repentino incremento en el valor de la vejiga natatoria (Sadovy and Cheung 2003); y el Mero Estriado en las Bahamas, que sufrió una interrupción temporal de la protección debido a una crisis económica (Lam 2009).

La categoría Casi Amenazado también puede resultar adecuada si un taxón se acerca a la clasificación de Vulnerable según los criterios A3 o A4. Hay que recordar, sin embargo, que los Criterios de la Lista Roja de la UICN han sido ideados para identificar a los taxones que muestran síntomas de estar en peligro, y no sólo diezmados o necesitados de una acción de conservación prioritaria. El problema de evaluar a estos taxones también guarda relación con las cuestiones de escala comentadas en la definición del concepto de área de ocupación ([apartado 4.10](#)), que afecta a la aplicación del criterio B. Si se utiliza un factor de escala apropiado y adaptado a las características específicas del taxón, puede suceder que los taxones marinos seriamente diezmados se clasifiquen como amenazados según el criterio B.

5.6 Pesca

5.6.1 Gestión de pesquerías y riesgo de extinción

Los taxones que son objeto de explotación pesquera pueden presentar una disminución poblacional a causa de decisiones deliberadas de manejo. Según los Criterios de la Lista Roja, se pueden atribuir a estos taxones categorías amenazadas según el criterio A (disminución de la población). Se ha expresado cierta preocupación por el hecho de que dicha clasificación no refleje adecuadamente el riesgo de extinción, sobre todo si el declive se debe a un plan de gestión diseñado para conseguir un objetivo como, por ejemplo, maximizar el rendimiento sostenible de la pesca.

Cabe señalar que el criterio A mide las disminuciones de las últimas tres generaciones, no de la población original y sin explotar. Por tanto, una gestión adecuada de la población original debería implicar la aplicación de los umbrales del Criterio A de la UICN solo durante las tres primeras generaciones después del inicio de la explotación. De hecho, una especie que es objeto de una pesca sostenible para lograr, por ejemplo, la máxima producción sostenible (que podría estar en una biomasa de cerca del 90% respecto de la biomasa original de un tiburón hasta llegar al 30% de la biomasa original de una especie de atún altamente productiva) debería tener una tasa de declive actual de cero. Además, las pesquerías que son gestionadas de forma sostenible son evaluadas respecto de los umbrales más elevados del criterio A1 (50% sobre tres generaciones para VU), lo que reduce la posibilidad de que se clasifique como amenazada.

No puede haber un número elevado de existencias de peces que pueda experimentar una reducción del 50% en su tamaño poblacional durante las tres generaciones más recientes debido al inicio de la explotación regulada. Esto se debe a que eran pocas las existencias de peces casi

sin explotar hace tres generaciones. En cambio, la mayoría de las pesquerías principales iniciaron su actividad hace más de tres generaciones (Sethi *et al.* 2010). Incluso en el caso de esas pocas existencias, una reducción del 50% debería durar solo unos años (tal vez hasta llegar a una generación) hasta que la población se aproxime al nivel objetivo y la tasa de declive disminuya. Si el declive se prolongase en el tiempo, habría motivos para preocuparse; en tal caso, evaluando de nuevo el taxón según los cinco criterios se podrá determinar si sigue amenazado.

5.6.2 Aspectos técnicos de la utilización del criterio A para las pesquerías

Las reducciones porcentuales del número de individuos maduros se pueden estimar de varias maneras distintas, entre ellas mediante “un índice de abundancia apropiado para el taxón”. En el caso de las especies pesqueras, existe la posibilidad de recurrir a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Este indicador, sin embargo, debería utilizarse con precaución, dado que un cambio en la CPUE puede hacer que se subestime una reducción poblacional. Esto puede ocurrir, por ejemplo, si la población, incluso con un tamaño reducido, se aglutina de tal forma que las capturas siguen siendo altas con el mismo nivel de esfuerzo, aun cuando el tamaño de la población esté disminuyendo; puede ocurrir también si no se tiene suficientemente en cuenta el aumento de la eficiencia pesquera. Por ello, es preferible evaluar los taxones de peces explotados utilizando datos obtenidos con técnicas de estudio independientes de la actividad pesquera.

Las evaluaciones de taxones con arreglo al criterio A1 deben justificar que la amenaza (p. ej., la sobreexplotación) ha cesado y que el taxón está siendo manejado de forma sostenible. Se puede basar en la proporción del nivel medio de la mortalidad por pesca (F) en relación con la mortalidad por pesca correspondiente a la producción máxima sostenible (MSY), es decir, $F/F_{MSY} < 1$, para el valor mayor de una generación o cinco años. Se pueden emplear otros métodos para justificar el uso del criterio A1 en lugar del A2. Sin embargo, se debe proceder cuidadosamente al considerar la posibilidad de que las especies gestionadas de forma no sostenible se consideren incorrectamente como sostenibles.

5.7 Taxones longevos

En algunas especies (p.ej., algunas especies de árboles), la duración de una generación puede superar los 100 años. Resulta difícil estimar un declive poblacional a partir de un momento anterior a la fecha en que empezaron a registrarse poblaciones de dicha especie o incluso que se conoció u observó la especie. Cabe sin embargo destacar que los declives más significativos, que es útil registrar y que pueden ser reversibles, son probablemente los producidos en los últimos 100 años.

5.8 Relación entre pérdida de hábitat y reducción de la población

Según el criterio A, una reducción del tamaño de la población puede obedecer a una disminución del área de ocupación, la extensión de presencia y/o la calidad del hábitat. Las hipótesis que se formulen acerca de la relación entre pérdida de hábitat y reducción de la población tienen una repercusión importante en el resultado de las evaluaciones. Así, por ejemplo, la hipótesis más sencilla, a saber, que la relación es lineal, suele no responder a la realidad y puede hacer que el taxón se incluya en una categoría superior o inferior a la que le corresponde. Una especie ornitológica, por ejemplo, puede no haberse reducido en un 50% aunque su hábitat se haya perdido en un 50% (tal vez porque va a colonizar nuevos hábitats). O bien la reducción puede producirse principalmente en zonas de baja densidad, lo que hace que el

área de distribución disminuya con mayor rapidez que el tamaño de la población. A la inversa, si la reducción tiene lugar sobre todo en zonas de alta densidad, la población se reducirá más rápidamente de lo que cabría esperar en función de la contracción del área de distribución (disminución de la EOO) (Rodríguez 2002). Del mismo modo, un pez de arrecifes coralinos puede experimentar una reducción poblacional de más del 50% si pierde un 50% de su hábitat a consecuencia de la pesca con explosivos (quizá por destrucción de los sitios de desove).

Si hay que estimar reducciones poblacionales a partir de los cambios en el hábitat, se recomienda hacer un uso prudente de la inferencia y la proyección. Por ejemplo, si la EOO de una especie forestal se ha talado en un 70% durante los últimos cinco años, puede resultar justificado inferir una disminución de la población del 50% a lo largo de los últimos diez años; con ello, la especie cumpliría los requisitos para la clasificación En Peligro A2c.

En cualquier caso, para formular las hipótesis apropiadas sobre la pérdida de hábitat y la consiguiente reducción poblacional es fundamental conocer bien el taxón, la relación del mismo con su hábitat y las amenazas a las que se enfrenta este último. Las hipótesis planteadas acerca de esta relación y la información utilizada deben incluirse en la documentación de las evaluaciones.

Hay casos en que los datos poblacionales disponibles contradicen la información sobre el hábitat (p. ej., la calidad del hábitat parece estar disminuyendo, pero la población se mantiene numéricamente estable). Esto puede ocurrir por diferentes motivos: (1) un conjunto de datos es incierto, está sesgado o es obsoleto; o (2) la población responde con un desfase temporal a la pérdida de hábitat (lo que es probable si la duración de la generación es prolongada). En el primer caso, los evaluadores tendrán que aplicar su propio criterio para decidir qué datos ofrecen mayor certeza. Si se considera que los datos de abundancia son adecuados para determinar tendencias, el taxón deberá clasificarse según el criterio A2. Sin embargo, cuando el taxón se evalúa según el criterio A3, hay que tener en cuenta las implicaciones de un posible desfase temporal en la respuesta de la abundancia ante una pérdida de hábitat. Por ejemplo: si la reducción poblacional registrada durante las tres últimas generaciones es del 30% según los datos de abundancia, que sirven para determinar tendencias, la especie se clasificará como VU A2, aun si durante el mismo período la pérdida de hábitat fue del 60%. Pero si hay probabilidades de que la abundancia responda con un desfase temporal a una pérdida de hábitat (es decir, si los efectos de una pérdida de hábitat que se produce en el momento actual pueden hacer que el número de individuos maduros se reduzca en un futuro), es probable que la población siga disminuyendo en el futuro (aun en el caso de que la pérdida de hábitat se haya detenido), con lo que también se puede contemplar la posibilidad de clasificar a ese taxón como EN A3 o EN A4, si se deduce que la pérdida del 60% del hábitat conllevará una reducción del 50% o más en el número de individuos maduros.

6. Cómo aplicar el criterio B

El criterio B tiene por finalidad identificar aquellas poblaciones con un área de distribución restringida que, además, están severamente fragmentadas, sufren alguna forma de disminución continua y/o presentan fluctuaciones extremas (en el presente o en un futuro cercano). Este criterio requiere especial atención, porque es el que se utiliza con mayor frecuencia de manera incorrecta. Para poder clasificar a un taxón según el criterio B, en primer lugar, debe ajustarse al umbral general de distribución de una de las categorías de amenaza, ya sea en términos de extensión de presencia (EOO) o de área de ocupación (AOO). En segundo lugar, debe cumplir al

menos DOS de las tres condiciones del criterio B, a saber: (a) severamente fragmentado o conocido en un máximo de x localidades, (b) disminución continua, o (c) fluctuaciones extremas ([Tabla 2.1](#)). Por consiguiente, si un taxón satisface el requisito de distribución de la categoría En Peligro, pero únicamente cumple la condición (c) fluctuación extrema, y ninguna de las otras dos opciones, no se lo podrá clasificar en esa categoría (ni en la de Vulnerable) según el criterio B; para ello, también tendría que haber cumplido con el subcriterio (a) o el (b). Un buen ejemplo de uso correcto del criterio B sería la categoría En Peligro: B1ab(v). Esta clasificación significa que se considera que el taxón tiene una extensión de presencia inferior a 5000 km², que su población está severamente fragmentada o se conoce en un máximo de cinco localidades y que el número de individuos maduros está experimentando una disminución continua.

El subcriterio (a) requiere la existencia de una fragmentación grave y/o un número limitado de localidades. El sistema de numeración de los criterios no permite distinguir entre estas dos condiciones, así que recomendamos a los evaluadores hacer esa diferenciación indicando explícitamente en su documentación: (1) si el taxón está severamente fragmentado, y (2) el número de localidades.

En otros apartados del presente documento se abordan con mayor detalle algunos de los problemas que pueden surgir al aplicar el criterio B, como, por ejemplo, las definiciones de los términos *subpoblaciones* ([apartado 4.2](#)), *localidad* ([apartado 4.11](#)), *disminución continua* ([apartado 4.6](#)), *fluctuaciones extremas* ([apartado 4.7](#)), *severamente fragmentada* ([apartado 4.8](#)), *extensión de presencia* ([apartado 4.9](#)) y *área de ocupación* ([apartado 4.10](#)).

7. Cómo aplicar el criterio C

El criterio C ha sido ideado con el objeto de identificar taxones con poblaciones reducidas que experimentan una disminución en el momento actual o podrían experimentarla en un futuro próximo. Para poder acogerse a este criterio es preciso cumplir el requisito de un tamaño poblacional pequeño, y cumplir también uno de los dos subcriterios relativos al declive. Por ejemplo: para que un taxón se pueda clasificar en la categoría En Peligro según el criterio C, la población debe estar estimada en menos de 2500 individuos maduros y, además debe presentar (1) un declive continuo estimado del 20% por lo menos durante un período de cinco años o dos generaciones (el más largo de los dos, hasta un máximo de 100 años), o bien (2) un declive continuo en el número de individuos maduros y (a) tener una estructura poblacional restringida o (b) presentar fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros (véanse los detalles en el [Tabla 2.1](#)).

Hay pocos taxones para los que se dispone de datos sobre tamaño poblacional y tasas de declive con un nivel de resolución suficiente para aplicar el subcriterio C1. Además, existe cierta superposición entre los criterios A y C1; la diferencia estriba en que el criterio C1 se refiere exclusivamente a poblaciones pequeñas, el intervalo de tiempo a lo largo del cual se mide el declive es menor (excepto en la categoría Vulnerable), y los umbrales de las tasas de declive son más bajos, porque las poblaciones ya son en sí reducidas.

El criterio C2a consta de dos subcriterios (i e ii) que prevén condiciones aparentemente opuestas. Estos subcriterios tienen en cuenta el hecho de que tanto la división de la población total de un taxón en numerosas subpoblaciones, como su concentración en una sola o muy pocas subpoblaciones, pueden acrecentar su riesgo de extinción, por motivos distintos. Por un lado, un taxón dividido en numerosas subpoblaciones puede hallarse severamente fragmentada (según la

definición del [apartado 4.8](#)) y, por tanto, una buena parte de dichas subpoblaciones puede presentar un tamaño poblacional bajo y una probabilidad de extinción muy elevada. Por otro lado, la concentración en una única subpoblación es como poner todos los huevos en la misma cesta: una sola subpoblación no tiene la capacidad de recuperarse de una extinción local por recolonización ni de sobreponerse a un declive catastrófico por el efecto rescate. Que tenga más peso una u otra posibilidad depende del tamaño de las subpoblaciones y de otros factores. El criterio C2a abarca ambas situaciones: (i) sirve para el primer supuesto, en que incluso la subpoblación de mayor tamaño es bastante pequeña, y (ii) cubre el segundo, en que todos o casi todos los individuos forman parte de una única subpoblación. Una especie que cumple las condiciones generales del criterio C2a (es decir, que tiene una pequeña población en declive) probablemente se verá afectada por una de estas dos condiciones en el caso de que se produzcan.

Podría pensarse que una especie de las características indicadas no está expuesta a un mayor riesgo de extinción si, al mismo tiempo, presenta un área de distribución extensa. Ahora bien, esta presunción sólo sería válida si las distintas partes del área de distribución fluctúan y decrecen de forma independiente las unas de las otras. Si así fuera, de todos modos, esas distintas “partes” no estarían conectadas entre sí (si lo estuvieran, habría una sincronía entre ellas), con lo que tampoco podrían considerarse como una única subpoblación. Para aplicar adecuadamente el subcriterio C2a, pues, es importante identificar correctamente las subpoblaciones (véase el [apartado 4.2](#)).

Algunos de los problemas que surgen al aplicar el criterio C se abordan en el resto del presente documento, por ejemplo las definiciones de *subpoblaciones* ([apartado 4.2](#)), *individuos maduros* ([apartado 4.3](#)), *declive continuo* ([apartado 4.6](#)), cálculo de declives ([apartado 4.5](#)) y *fluctuaciones extremas* ([apartado 4.7](#)).

8. Cómo aplicar el criterio D

Este criterio se utiliza para identificar poblaciones muy pequeñas o restringidas. Se considera que un taxón cumple con el criterio D si la población de individuos maduros (véase el [apartado 4.3](#)) es inferior al umbral establecido para cada una de las categorías amenazadas. En la categoría Vulnerable hay dos opciones: D1 y D2. El taxón se podrá clasificar como Vulnerable D1 si el tamaño de la población se estima en menos de 1000 individuos maduros (definido en el [apartado 4.3](#)), y como Vulnerable D2 si el área de ocupación es muy reducida (por regla general, menos de 20 km²) o si cuenta con un máximo de cinco localidades por regla general, y si existe una amenaza plausible de origen natural o antrópico. Este criterio se ha ideado para aquellos taxones que, sin estar forzosamente en decrecimiento, presentan una limitación notoria en cuanto al número de individuos maduros, el área de ocupación o el número de localidades, lo que los vuelve particularmente vulnerables a una amenaza plausible.

El subcriterio D2 de la categoría Vulnerable ha sido concebido fundamentalmente para taxones con un área de distribución muy restringida. Sin embargo, los umbrales del área de ocupación y el número de localidades, aunque se proporcionen como indicadores (es decir, normalmente inferiores a 20 km² o normalmente cinco o menos localidades) se interpretan frecuentemente de forma literal, lo que no resulta adecuado. Hay quien sostiene que el subcriterio es demasiado abarcativo y da pie a clasificaciones excesivas e injustificadas, mientras que otros aducen, por el contrario, que es demasiado excluyente (caso, por ejemplo, de numerosas especies marinas) y no permite por ello clasificaciones justificadas. Hay que subrayar aquí que el concepto de área de ocupación restringida, tal como se define en el criterio D2, implica que la población se halla

expuesta a los efectos de actividades humanas o eventos estocásticos en un futuro incierto y que, como consecuencia de ello, puede encontrarse En Peligro Crítico o Extinta a muy corto plazo (p. ej. en el plazo de una o dos generaciones a partir del momento en que se produce el acontecimiento amenazante). Los umbrales numéricos se ofrecen más bien a modo de ejemplo y no deben interpretarse en sentido estricto.

El factor esencial en el subcriterio D2 no es ni el área de ocupación ni el número de localidades (muchos taxones cumplen con estas condiciones), sino el riesgo de que el taxón en cuestión se encuentre, de forma imprevista, En Peligro Crítico o Extinto (es decir, que si la amenaza se materializa la especie cumpla, en breve lapso, los requisitos necesarios para clasificarla en una de estas categorías según los criterios A o B, por ejemplo). Por tanto, no basta con superar el umbral propuesto (u otro umbral) en cuanto a AOO o número de localidades, sino que, además, es necesario que esta limitación incremente el riesgo de que la especie se encuentre en CR o EX a muy corto plazo debido a los efectos de actividades antropogénicas o de eventos estocásticos. El grado de probabilidad de que se produzcan realmente actividades o eventos de este tipo debe ser apreciable, así que para clasificar a un taxón según el criterio D2 no son admisibles eventos improbables (p. ej., la erupción de un volcán inactivo), acontecimientos indeterminados que no se hayan observado en especies similares (p. ej., una enfermedad epidémica indeterminada), eventos que difícilmente puedan provocar la extinción del taxón (p. ej., porque la especie ha sobrevivido a numerosos huracanes, porque es muy probable que se adapte al calentamiento global, etc.) o eventos que tengan escasas posibilidades de producirse con la rapidez necesaria como para que el taxón pueda clasificarse en CR o EX en un lapso de tiempo muy breve. En la exposición de motivos de la clasificación hay que indicar los eventos estocásticos o las actividades antropogénicas que justifican dicha clasificación (véase el siguiente ejemplo). Si el taxón está muy limitado y existen amenazas plausibles que pueden poner a la especie en situación de VU o EN a breve plazo, se contemplará la posibilidad de clasificarlo como NT.

8.1 Taxones a los que sólo se conoce por la localidad tipo

Si a un taxón se lo conoce exclusivamente por su localidad tipo y no existe información sobre su estado de conservación actual o las posibles amenazas, se clasificará en la categoría DD. Si no se conoce ninguna amenaza plausible pero sí se conoce relativamente bien el área de distribución, la más adecuada es la categoría de Preocupación Menor, salvo que se cumplan los requisitos de los criterios A, B o C. Si al taxón se lo ha buscado tanto en la localidad tipo como en un número razonable de otras localidades posibles, y se estima que no hay más de 50 individuos maduros, lo adecuado sería clasificarlo como En Peligro D (se debe utilizar un intervalo temporal adecuado al taxón). Si se ha podido identificar alguna amenaza significativa o plausible, habrá que realizar una evaluación completa para determinar la categoría que mejor corresponde al taxón (p. ej., En Peligro Crítico según los criterios B o C, o Vulnerable según el criterio D2).

8.2 Ejemplo de aplicación del criterio D

El Lori de Nueva Caledonia (*Chamosyna diadema*) es un ave muy rara descrita a partir de dos hembras capturadas en 1859 y una observación realizada en 1913 en Nueva Caledonia. La especie se creía extinta, pero en 1978 algunos habitantes de la isla señalaron la posibilidad de que aún existiese y en 1980 un aborigen experimentado dijo haber visto dos ejemplares. Actualmente se considera que esta especie discreta, que pasa fácilmente desapercibida, podría sobrevivir en el bosque nuboso del monte Humboldt y el macizo de Koualoué. Obviamente, se sabe muy poco acerca de esta especie, pero dada la antigüedad de los escasos avistamientos realizados y las posibilidades de que ya la hubieran detectado los observadores de aves,

podemos conjeturar razonablemente que su población cuenta menos de 50 individuos maduros. Por todo ello, el Lori de Nueva Caledonia está clasificado como En Peligro Crítico: D.

8.3 Ejemplo de aplicación del criterio D2

La Chochita de las Chatham (*Coenocorypha pusilla*) habita exclusivamente en cuatro islas libres de depredadores del archipiélago de las Chatham, en Nueva Zelanda, donde es un ave común a la que se considera estable. El área de distribución histórica de esta especie se redujo tras la introducción de depredadores tales como los gatos, las ratas (*Rattus* spp.) y el Weka (*Gallirallus australis*). Los gatos y *G. australis* matan a los individuos que procuran colonizar la cercana Isla Pitt. La introducción accidental de especies exóticas en las islas hoy exentas de depredadores podría fácilmente provocar la extinción local de esta especie. Por ello, se estima el número de localidades en cuatro (porque es improbable que ese tipo de introducción se produzca en más de una isla al mismo tiempo) y la especie está clasificada como VU según el criterio D2.

9. Cómo aplicar el criterio E

Para poder clasificar a una especie según el criterio E, es preciso realizar un análisis cuantitativo, como, por ejemplo, un análisis de viabilidad poblacional (AVP), a fin de determinar la probabilidad de extinción de esa especie en un período de tiempo dado. Por ejemplo: si clasificamos a un taxón como En Peligro Crítico E, significa que tiene como mínimo un 50% de posibilidades de extinguirse en estado silvestre durante los próximos 10 años o tres generaciones (el período más largo de los dos).

9.1 ¿Qué es la extinción?

La extinción se produce cuando el tamaño poblacional es igual a cero. El tamaño poblacional, a los efectos de la definición de la extinción, comprende todos los individuos del taxón (no solamente los individuos maduros). En ciertos casos se puede definir como extinción un tamaño poblacional superior a cero; esto ocurre, por ejemplo, si solo se modelizan las hembras; en este caso es más prudente fijar la extinción en el momento en que sólo queda una hembra en la población, y no cero. En términos más generales, un umbral de extinción superior a cero se justifica si existen factores que no se tuvieron en cuenta por falta de información al efectuar el análisis (por ejemplo, efectos Allee, estructura por sexos, genética o interacciones sociales) y que con unos tamaños poblacionales bajos restan fiabilidad a las predicciones del análisis.

Para el criterio E, el riesgo de extinción se debe calcular para un total de hasta tres períodos de tiempo:

- 10 años o tres generaciones, según el período más largo de los dos (hasta un máximo de 100 años)
- 20 años o cinco generaciones, según el período más largo de los dos (hasta un máximo de 100 años)
- 100 años

En los taxones con una duración generacional de 34 años o más, se requiere solamente una evaluación (la correspondiente a los 100 años); en los taxones con una duración generacional de 20 a 33 años se requieren dos (para el período de tres generaciones y para los 100 años), y en aquellos en que dicha duración es inferior a 20 años, es preciso efectuar las tres evaluaciones.

9.2 ¿Qué método se puede utilizar?

Una de las técnicas de análisis cuantitativo más comúnmente empleadas es el análisis de viabilidad poblacional (AVP), consistente en una serie de métodos ideados para evaluar las amenazas a las que se enfrenta una población o especie, su riesgo de extinción o declive y sus posibilidades de recuperación a partir de los datos y modelos específicamente referidos a esa especie. En Boyce (1992), Burgman *et al.* (1993) y Akçakaya y Sjögren-Gulve (2000) se encontrará una introducción al tema. Seguidamente pasamos a examinar los tipos de modelos que se utilizan en un AVP.

Hay casos en que el criterio E se puede utilizar sin necesidad de efectuar un AVP completo, sustituyéndolo por un análisis cuantitativo que no tiene por qué incluir información demográfica. Por ejemplo, si una especie está limitada a un área restringida, quizá sea posible estimar la probabilidad de destrucción de la totalidad de su hábitat remanente. Se pueden realizar dichas estimaciones a partir de registros climáticos del pasado o de otras informaciones sobre las tendencias y la localización de las pérdidas de hábitat que se han producido anteriormente. Cabe recordar aquí, sin embargo, que estas estimaciones se pueden considerar únicamente como límites inferiores del riesgo de extinción que se hubiese estimado mediante un AVP. Ello se debe a que un AVP contempla dichos efectos estocásticos sobre el hábitat y también otros factores como, por ejemplo, la variabilidad demográfica, y amenazas tales como la explotación directa. Sea cual sea el método elegido, el análisis debe ser numérico (es decir, no basta con una valoración cualitativa del tipo “alta probabilidad de extinción”).

La determinación del método más apropiado depende de la disponibilidad de datos y de la ecología del taxón. La estructura del modelo elegido debe ser lo bastante detallada como para que se puedan utilizar todos los datos relevantes, pero no más que eso. Una evaluación realizada con todos los datos disponibles y pertinentes siempre será más fiable que otra en la que se haya ignorado parte de la información pertinente, pero también es cierto que un nivel de detalle superior al que justifique la calidad de los datos disponibles puede dar como resultado una mayor incertidumbre.

Si los únicos datos de que disponemos son los de presencia/ausencia en una serie de localidades, podemos recurrir a modelos de ocupación (véase Sjögren-Gulve y Hanski 2000), mientras que, si contamos con información censal de varios años, preferiremos un modelo dinámico (no estructurado) escalar (véase Dennis *et al.* 1991, Burgman *et al.* 1993). Si existen datos disponibles para diversas clases o fases de edad (p. ej., juvenil y adulta), se puede utilizar un modelo estructurado (véase Akçakaya 2000). Si se dispone de datos detallados a nivel individual (por ej. datos genealógicos), podemos utilizar un modelo basado en el individuo (véase Lacy 2000), y si lo que tenemos son datos sobre la distribución espacial, se puede contemplar un modelo metapoblacional u otro modelo espacialmente explícito (nótese que los modelos escalar, estructurado e individual pueden estar todos estructurados espacialmente).

La segunda consideración importante a tener en cuenta al seleccionar un modelo es la ecología de la especie: tanto la estructura del modelo como las hipótesis deben ser realistas al respecto. En la documentación hay que reseñar todas las hipótesis (incluso las más obvias) relacionadas con la estructura, los parámetros y las incertidumbres del modelo. Cuando los datos disponibles y la ecología de la especie admiten más de un solo tipo de modelo, podemos reforzar las conclusiones obtenidas mediante una modelización comparativa (p. ej., Kindvall 2000, Brook *et al.* 2000) y otras formas de validación (McCarthy *et al.* 2001).

9.3 ¿Hay datos suficientes?

Entre los distintos tipos de datos que se pueden utilizar en una evaluación figuran las distribuciones espaciales del hábitat adecuado, los individuos o las poblaciones locales, las pautas de ocupación y extinción de las parcelas de hábitat, los datos de presencia/ausencia, las relaciones de hábitat, las estimaciones de abundancia basadas en censos y otros estudios, las estimaciones de índices biológicos (fecundidad y supervivencia) obtenidos a partir de censos y estudios de marcaje y recaptura, así como la variación temporal y la covariación espacial de estos parámetros. No todos los tipos de datos mencionados serán necesarios para cada modelo. Para más información sobre los datos que se precisan en función del modelo de AVP elegido, véanse las referencias anteriormente indicadas.

Si se carece de datos suficientes o si la información disponible es demasiado incierta, es riesgoso realizar una evaluación del criterio E con cualquier método, incluso el AVP. Para decidir si los datos con los que contamos bastan para hacer esa evaluación, proponemos seguir el procedimiento descrito a continuación. En primer lugar, seleccionar una estructura de modelo según lo comentado en el apartado anterior; luego, estimar los parámetros del modelo (véase a continuación), incorporando la incertidumbre de los datos. Una manera sencilla es realizar una mejor estimación de cada parámetro, así como una estimación “optimista” y otra “pesimista”; cuanto más incierto sea un parámetro, mayor será la diferencia entre las estimaciones “optimista” y “pesimista”. Estas estimaciones nos servirán para crear un rango de modelos que, a su vez, nos dará un rango de estimaciones del riesgo de extinción. Ese rango indica si los resultados son útiles (y, por tanto, si tenemos suficientes datos). Véase también el apartado “*Cómo incorporar la incertidumbre*” ([apartado 9.5](#)).

Recordemos que el criterio E no exige predicciones muy específicas, de modo que incluso resultados muy inciertos pueden ser de utilidad. Si, por ejemplo, la estimación mínima del riesgo de extinción en 100 años es del 10%, el taxón será como mínimo Vulnerable, al margen de cuáles sean las predicciones más pesimistas. Los criterios también permiten incorporar la incertidumbre en forma de un rango de categorías posibles que se presenta en la documentación, si bien en la Lista Roja se indica siempre una única categoría (véase el Anexo 1 de UICN 2001, 2012b). Por ejemplo: si la duración generacional es de 10 años y el riesgo de extinción es del 20-60% en 100 años, del 10-30% en 50 años y del 5-10% en 30 años, podemos clasificar a ese taxón como VU-EN en la documentación, pero se debe elegir una sola de dichas categorías que aparecerá en la Lista Roja.

9.4 Componentes y parámetros del modelo

Es muy importante que los parámetros del modelo se estimen sin sesgo. No obstante, resulta difícil proporcionar orientaciones precisas sobre cómo estimar los parámetros porque los parámetros y los componentes de un modelo dependen de la estructura del mismo. Por ello, aunque presentamos una serie de orientaciones generales y ejemplos concretos, cabe señalar que no son exhaustivos.

9.4.1 Densodependencia

La densodependencia es la relación entre parámetros demográficos (como la tasa de crecimiento poblacional, los índices de fecundidad, supervivencia, etc.) y el tamaño o la densidad de la población local. Esa relación es negativa (también llamada compensación) si los parámetros demográficos decrecen a medida que la densidad aumenta, o positiva (depensación) si los parámetros demográficos decrecen a medida que la densidad decrece también. El primer tipo de

densodependencia puede darse, por ejemplo, como consecuencia de la superpoblación y la competencia interespecífica, mientras que el segundo puede ser provocado, entre otros, por efectos Allen, la estructura social y la depresión por consanguinidad. Ambos tienen efectos importantes sobre el riesgo de extinción, así que los dos deben estar previstos en el modelo elegido. En otras palabras, que el modelo elegido incluya o excluya dichos tipos de densodependencia, en ambos casos hay que justificar la decisión.

Incluir la compensación es importante sobre todo en aquellos casos en que la pérdida de hábitat constituye una amenaza. La compensación se puede incorporar fijando un umbral de extinción superior a cero (véanse las explicaciones anteriores).

Como la densodependencia afecta parámetros demográficos tales como la supervivencia y la fecundidad, las estimaciones de dichos parámetros deberán incluir una descripción de las densidades o los tamaños poblacionales durante el período de tiempo en que se obtuvieron los datos empleados para efectuar las estimaciones.

9.4.2 Variabilidad temporal

Dado que los criterios están planteados en términos de probabilidades, es fundamental incluir en la evaluación todas las formas pertinentes de variabilidad. Por ello, hay que tener en cuenta los siguientes tipos de variabilidad: fluctuaciones ambientales (en forma de variaciones aleatorias en uno o varios parámetros del modelo), estocasticidad demográfica, tendencias futuras previstas en los valores medios de los parámetros del modelo (p. ej., como consecuencia de la degradación del hábitat), estocasticidad genética, cambios aleatorios en la proporción de sexos y eventos de alto impacto y baja frecuencia (perturbaciones o catástrofes).

Al modelizar fluctuaciones ambientales, las estimaciones de las varianzas de los parámetros del modelo deben contemplar solamente la variación temporal; no debe incorporarse la variación motivada por la estocasticidad demográfica, errores de medición, variación espacial, etc. Por ejemplo: si las tasas de supervivencia están basadas en datos censales, podemos restar de la varianza observada total la varianza binomial que representa la estocasticidad demográfica (Akçakaya 2002); y si se han obtenido a partir de un análisis de marcaje y recaptura, se pueden utilizar los métodos descritos por Gould y Nichols (1998) y White *et al.* (2002), o en el fichero de ayuda del programa MARK (<https://sites.warnercnr.colostate.edu/gwhite/program-mark/>) para eliminar la varianza de muestreo/demográfica.

Si en el modelo se incluyen catástrofes, al estimar la media y la varianza de la variable del modelo (p. ej., supervivencia, fecundidad o capacidad de carga) afectada por la catástrofe en cuestión, se deberán utilizar exclusivamente datos de los años en los que no se han producido catástrofes.

Si hay resultados probabilísticos que se han obtenido mediante simulaciones, el grado de precisión de los mismos estará determinado por el número de réplicas o iteraciones. En la mayoría de los casos, los parámetros del modelo provenientes de un muestreo aleatorio se consideran estadísticamente representativos si el número de repeticiones se sitúa entre 1000 y 10 000.

9.4.3 Variabilidad espacial

Si varias subpoblaciones del taxón están espacialmente separadas entre sí o presentan tasas demográficas distintas, hay que incorporar estos factores optando por un modelo espacialmente

explícito. Modelizar un taxón de estas características mediante un modelo unipoblacional puede hacer que se subestime la probabilidad de extinción. Cuando se incluyen varias poblaciones en el modelo, la correlación entre ellas es un factor importante; ignorarlo (es decir, suponer que todas las poblaciones son independientes entre sí) puede conducirnos a subestimar la probabilidad de extinción.

9.5 Cómo incorporar la incertidumbre

Recomendamos que se indiquen todos los parámetros en forma de rangos que reflejen las incertidumbres de los datos (desconocimiento o errores de medición). Para incorporar las incertidumbres vinculadas a la estructura del modelo, además, se pueden construir varios modelos (p. ej. con distintos tipos de densodependencia). Existen diversos métodos para propagar dichas incertidumbres en los cálculos y las simulaciones (Ferson *et al.* 1998). Uno de los más sencillos consiste en construir modelos del mejor y del peor de los casos (p. ej., Akçakaya y Raphael 1998). El modelo del mejor de los casos (modelo optimista) combina los límites inferiores de los parámetros que repercuten negativamente sobre la viabilidad (por ejemplo, una variación en la tasa de supervivencia) y los límites superiores de los parámetros que tienen un efecto positivo (como la tasa media de supervivencia); el modelo pesimista o del peor de los casos incorpora los límites opuestos. Los resultados obtenidos a partir de estos dos modelos se pueden emplear como los límites superior e inferior de la estimación del riesgo de extinción, lo que a su vez nos permitirá definir un rango de categorías de amenaza (véase el Anexo 1 de UICN 2001, 2012b).

9.6 Requisitos de documentación

En toda evaluación de la Lista Roja realizada según el criterio E hay que incluir un documento que describa los métodos cuantitativos aplicados, así como todos los ficheros de datos empleados en el análisis. Tanto el documento en cuestión como la información que lo acompaña deben ser suficientemente detallados como para que la persona encargada de su examen pueda reconstruir los métodos utilizados y los resultados obtenidos.

En la documentación también debe figurar una lista de las hipótesis del análisis, con las correspondientes explicaciones y justificaciones. Todos los datos empleados en las estimaciones deben ir acompañados de la correspondiente referencia a una publicación que sea del dominio público o bien se deben incluir en los documentos de la evaluación. Las incertidumbres de los datos deben estar documentadas.

Los métodos aplicados para estimar los parámetros del modelo y para incorporar la incertidumbre deben ser explicados pormenorizadamente. Las unidades de tiempo utilizadas para los distintos componentes y parámetros del modelo han de ser coherentes, y también es preciso indicar los períodos para los cuales se han estimado los parámetros.

10. Cómo aplicar las categorías DD, NT y NE

10.1 Cuándo utilizar la categoría Casi Amenazado

Para que un taxón se pueda clasificar en la categoría Casi Amenazado, debe encontrarse próximo a cumplir las condiciones necesarias para ser clasificado en la categoría Vulnerable. Las estimaciones del tamaño poblacional o del hábitat deben aproximarse a los umbrales de la categoría Vulnerable, sobre todo si el grado de incertidumbre es elevado, o bien se deben

cumplir probablemente algunos de los subcriterios; a ello se le pueden añadir otros factores como amenazas y vulnerabilidad biológica. La categoría Casi Amenazado no está determinada por criterios propios, sino por la proximidad de una especie a los criterios de la categoría Vulnerable. En todos los taxones clasificados como Casi Amenazados en la Lista Roja, los evaluadores deben indicar entre los motivos justificativos qué criterios están próximos a cumplirse. La clasificación de un taxón como NT estaría justificada, por ejemplo, en los casos siguientes (en cada caso, cuando no se menciona expresamente un criterio significa que no se cumple ni está próximo a cumplirse):

- La población ha disminuido en un porcentaje estimado en 20 a 25% a lo largo de las tres últimas generaciones.
- El taxón cumple los requisitos de área que establece el criterio B para que se lo pueda considerar amenazado ($EOO < 20\,000\text{ km}^2$ y/o $AOO < 2000\text{ km}^2$) y su población disminuye, pero no está severamente fragmentada, se halla presente en muchos más de 10 localidades y no existen fluctuaciones extremas.
- El taxón cumple los requisitos de área que establece el criterio B para que se lo pueda considerar amenazado ($EOO < 20\,000\text{ km}^2$ y/o $AOO < 2000\text{ km}^2$) y está severamente fragmentado, pero su población no está en declive, se halla presente en más de 10 localidades y no existen fluctuaciones extremas.
- El taxón está en declive y se halla presente en 10 localidades, pero tiene una EOO de $30\,000\text{ km}^2$ y/o una AOO de 3000 km^2 , que son estimaciones inciertas.
- El taxón está en declive y severamente fragmentado, pero tiene una EOO de $30\,000\text{ km}^2$ y/o una AOO de 3000 km^2 , que son estimaciones inciertas.
- El taxón está en declive y severamente fragmentado, pero tiene una EOO de $22\,000\text{ km}^2$ y/o una AOO de 3000 km^2 , que son estimaciones con un alto grado de certeza.
- La población ha disminuido en un porcentaje estimado en un 10% durante las tres últimas generaciones, sigue estando en declive y cuenta unos 15 000 individuos maduros.
- El taxón existe en una única subpoblación de unos 15 000 individuos y está en declive.
- La población tiene unos 1500 individuos maduros.
- La mejor estimación del tamaño poblacional es de 2000 individuos maduros, pero el alto grado de incertidumbre de la estimación hace que no se pueda descartar que tenga solamente 1000 individuos maduros.
- El taxón existe en tres sitios y ocupa una superficie de 12 km^2 ; la población es explotada pero no está en declive; en el momento actual no hay ninguna amenaza, pero sí eventos plausibles que podrían causar un declive de la especie, aunque con pocas probabilidades de que llegue a encontrarse Extinta o En Peligro Crítico a corto plazo.
- La población ha disminuido en un 40% durante las tres últimas generaciones, pero el declive se ha interrumpido y se conocen las causas que lo han provocado.

Se indican a continuación ejemplos de especies que no deben clasificarse como NT (ni en ninguna de las categorías amenazadas), a menos que se cumplan otros criterios:

- La población ha disminuido en un porcentaje estimado en un 10% durante las tres últimas generaciones y hay más de 20 000 individuos maduros.
- La población ha disminuido en un porcentaje estimado en un 30% debido a la existencia de fluctuaciones.
- El taxón cumple los requisitos de área del criterio B para la categoría CR ($EOO < 100\text{ km}^2$ y/o $AOO < 10\text{ km}^2$), pero no está en declive ni severamente fragmentado y no existen ni fluctuaciones extremas ni amenazas evidentes.

- El taxón es longevo y de crecimiento lento, pero no cumple ninguno de los criterios de A a E.
- La población tiene más de 2000 individuos maduros.
- El taxón existe en tres sitios y ocupa una zona de 30 km², la población no está en declive, en el momento actual no existen amenazas y es muy poco probable que la especie llegue a encontrarse Extinta o En Peligro Crítico a corto plazo.

También se puede clasificar a un taxón en la categoría Casi Amenazado si es objeto de un programa de conservación en curso específico al taxón mismo o a su hábitat; y si el cese de dichas actividades de conservación haría que el taxón se encontrase, en un plazo de cinco años, clasificado en una de las categorías de amenaza anteriormente mencionadas. Un programa concreto de conservación o gestión específico de taxón o hábitat es el que:

- tiene la conservación como objetivo, o uno de sus objetivos, o tiene un objetivo coherente y no en conflicto con la conservación;
- identifica el taxón meta, o un grupo de especies al que este pertenece, o un tipo de hábitat del que depende el taxón;
- se implementa de forma activa y es eficaz en la eliminación de las amenazas identificadas que pueden dar lugar a la incorporación del taxón en una categoría de amenaza superior en el caso de que el programa deje de implementarse; y
- cuenta con documentación a disposición del público.

En estos casos, la justificación para la inclusión en la lista debe indicar explícitamente que el taxón se ha incluido como NT porque depende de la conservación. Los programas de conservación o gestión que se centran en el taxón deben citarse o describirse como parte de los requisitos de documentación (véase UICN 2001, 2012b; Anexo 3).

10.2 No Evaluado y Datos Insuficientes

La clasificación de un taxón en las categorías No Evaluado (NE) o Datos Insuficientes (DD) significa que no se ha estimado su riesgo de extinción, aunque por motivos distintos en uno y otro caso: NE indica que no se han hecho intentos para evaluar el estado de conservación actual del taxón, y DD, que el taxón ha sido evaluado en función de los datos disponibles, pero que éstos no bastan para clasificarlo en alguna de las categorías. Los taxones clasificados en estas dos categorías no deben tratarse como si no estuvieran amenazados.

10.3 Cuándo utilizar la categoría Datos Insuficientes

Si se conoce un taxón, pero sin que exista información directa o indirecta sobre su estado de conservación actual o las posibles amenazas, la categoría que le corresponde es, obviamente, la de Datos Insuficientes (DD). Clasificar a un taxón en esta categoría no significa que no esté amenazado.

La situación se complica cuando se conoce muy poco acerca del taxón, pero la información disponible indica que podría estar amenazado. La pregunta que hay que plantearse en tal caso es hasta qué punto podemos dar por válido el uso de la inferencia y la proyección. Este aspecto se analiza con mayor detalle en los apartados [3.1](#) (“Disponibilidad de datos, inferencia y proyección”) y [3.2](#) (“Incertidumbre”).

Cuando los datos presentan un alto grado de incertidumbre, podemos recurrir a la categoría Datos Insuficientes. En este caso, sin embargo, el evaluador debe aportar documentación para

justificar que se ha asignado dicha categoría porque los datos no permiten clasificar al taxón en una categoría de amenaza. Si los datos son tan inciertos que resultan igualmente plausibles las categorías CR o LC, podemos clasificar al taxón como DD. Y si el rango de las que categorías posibles abarca desde NT hasta las categorías de amenaza, DD no es la categoría adecuada; el [apartado 3.2](#) presenta orientaciones para elegir la más plausible y, al mismo tiempo, documentar correctamente la incertidumbre. No se debe tampoco olvidar que, en muchos casos, un taxón poco conocido se puede clasificar en una categoría de amenaza atendiendo a otros datos disponibles sobre la degradación de su hábitat y/u otros factores causales, por lo que se recomienda no recurrir demasiado a la categoría Datos Insuficientes.

Existe la opción de aplicar una de las dos menciones siguientes, o ambas a la vez, a una especie clasificada en la categoría Datos Insuficientes, aunque en la mayoría de casos es innecesario:

1. **Procedencia desconocida.** El taxón se conoce únicamente a partir de uno o varios ejemplares y la información disponible sobre la localidad es inexistente o extremadamente incierta, de modo que no es posible realizar inferencias adicionales sobre su estado de conservación.

Ejemplos:

Heliangelus zusii es un tipo de colibrí que se conoce a partir de un único espécimen destinado a fines comerciales, comprado en 1909 en Bogotá. Se considera que fue recolectado en la Cordillera Oriental o quizá en la Cordillera Central de Colombia, a unos cientos de kilómetros de la capital. No obstante, algunos especímenes clasificados como “de Bogotá” proceden de lugares tan remotos como el Ecuador. Al no conocerse otros ejemplares, está considerado como una especie relictica con un área de distribución restringida.

Rheocles pellegrini es un pez de agua dulce que se conoce exclusivamente por la colección tipo efectuada en 1930 al oeste de Andapa, en un paraje situado en algún punto del litoral nororiental de Madagascar. La especie no se ha vuelto a recolectar desde los años 1930, en gran medida porque se desconoce su localidad tipo exacta. Por todo ello, no existen datos que permitan determinar la calidad de su hábitat o el tamaño de su población, aunque se considera que es (o fue) una especie relictica con un área de distribución restringida.

Anthurium parambae es una planta aráceas hemiepipífita endémica del Ecuador, que se conoce únicamente por la colección tipo hecha hace un siglo en una ubicación desconocida por L. Sodiro. La falta de información impide evaluar el estado de conservación de la especie, circunstancia que se ve agravada por los problemas taxonómicos asociados a muchas de las especies de *Anthurium* que describió Sodiro.

2. **La incertidumbre taxonómica explica la falta de información.** Hay casos en que la escasez de datos se deriva de la incertidumbre taxonómica, es decir, en que carecemos de información sobre la distribución, el estado de conservación, la ecología y las amenazas, porque existen muy pocos ejemplares o porque se han producido escasas observaciones, lo que, a su vez, puede deberse a que el taxón está formado por individuos atípicos, híbridos, formas cromáticas raras o subespecies de otras especies. Esta explicación es igualmente verosímil, o incluso más, que la posibilidad de que el taxón sea verdaderamente raro, esté amenazado o no se haya buscado correctamente. Nótese que esta mención no debe aplicarse a aquellos taxones que simplemente presenten cierta incertidumbre en cuanto a su taxonomía; sería incorrecto clasificarlos en la categoría Datos Insuficientes única y exclusivamente por esta falta de certeza: o bien se los considera como especies válidas y se los evalúa según los criterios de la Lista Roja, o bien no se los somete a evaluación a efectos de la Lista Roja. El proceso de selección de

la lista de taxones a evaluar debe estar claramente diferenciado del procedimiento de evaluación del riesgo de extinción propiamente dicho (véanse las explicaciones sobre taxonomía del [apartado 2.1](#)).

Ejemplos

El Vanga de Blüntschi (*Hypositta perdita*) fue identificado en fechas relativamente recientes a partir de dos especímenes recolectados en 1931 en el sureste de Madagascar, en ambos casos juveniles. Goodman *et al.* (1997) apuntaron la posibilidad de que pudiera tratarse, en realidad, de dos ejemplares jóvenes del Vanga trepador (*H. corallirostris*), una hipótesis que resulta poco verosímil si tenemos en cuenta que los tarsos son bastante más largos y los dedos, más cortos. Aun así, la falta de cualquier información adicional sobre distribución, tamaño poblacional, tendencias, ecología y amenazas impide aplicar los criterios de la Lista Roja a la especie, que, por consiguiente, está clasificada en la categoría Datos Insuficientes.

Al Bulbul de carúncula azul (*Pycnonotus nieuwenhuisii*) se lo conoce por un ejemplar recolectado en el noreste de Kalimantan en 1900 y otro localizado en Sumatra en 1937, así como por avistamientos realizados en 1992 en Brunéi. Se ha especulado con la hipótesis de que sea de origen híbrido o una forma rara, pero también es posible que se trate de un taxón verdaderamente raro y de hábitat especializado que debe salir de él ocasionalmente y explorar otras zonas en busca de alimento. La falta de información y la incertidumbre hacen que la categoría Datos Insuficientes sea la más adecuada para clasificar a este taxón.

Al Gladiador de Monteiro (*Malaconotus monteiri*) se lo había considerado previamente como una subespecie del Gladiador cabecigris (*M. blanchoti*) o como una forma cromática del Gladiador cruento (*M. cruentus*), pero se ha propuesto dotarlo de un estatus propio a causa de las diferencias en el hábitat, pese a la similitud de los especímenes con blanchoti. La forma perspicillatus se describió en el monte Camerún y no se ha vuelto a registrar desde entonces, aunque sí se sabe de una observación de monteiri en el monte Kupe, igualmente en Camerún. En la región occidental de Kenia se recolectó un ejemplar aparentemente similar a perspicillatus que, sin embargo, se extravió, sin que desde entonces se haya vuelto a tener prueba alguna de la presencia de esta ave en el oeste de Kenia. Aunque los estudios realizados en 2005 señalaron nuevas observaciones de monteiri en Angola, se necesitarán más estudios para aclarar la situación taxonómica de este taxón. Al ser tan fragmentaria y confusa la información disponible sobre su distribución y su estado de conservación, en este caso no es posible aplicar los criterios de la Lista Roja.

Para más explicaciones y ejemplos, véase Butchart y Bird (2009).

Si el nombre de una especie está ampliamente aceptado como representativo de varios taxones que pueden aspirar a ser reconocidos como especie (un “complejo de especies”) Y si a ello se añade que la información disponible (directa o indirecta) no basta para aplicar las categorías y los criterios de la Lista Roja, lo correcto es clasificar a ese “complejo de especies” en la categoría Datos Insuficientes. Si la complejidad y la incertidumbre de la situación taxonómica explican de forma verosímil la falta de información, la evaluación estará acompañada de la mención “La incertidumbre taxonómica explica la falta de información”.

10.4 Cuándo no utilizar Datos Insuficientes

La clasificación Datos Insuficientes implica que el taxón se ha evaluado comparándolo con todos los criterios. Todas las evaluaciones DD deben incluir documentación de los datos disponibles, las fuentes de incertidumbre y justificaciones de por qué no puede aplicarse ninguno de los cinco criterios (y, si procede, las etiquetas examinadas en el apartado anterior). En el caso de que no se hayan tomado en cuenta ninguno de los cinco criterios, no podrá utilizarse DD (el taxón deberá categorizarse como NE).

En muchos casos, la incertidumbre en los datos excluye la colocación del taxón en una de las demás categorías (LC a EX). Sin embargo, el hecho de no poder colocar el taxón en una sola categoría no constituye, en sí mismo, motivo suficiente para una evaluación DD. Tal como se ha discutido anteriormente, si los datos son tan inciertos que CR y LC son categorías plausibles, el taxón podrá incluirse en la lista bajo la categoría DD. Sin embargo, si las categorías plausibles varían de NT a categorías de amenaza, DD no será la categoría adecuada. En este caso, el evaluador deberá seleccionar la categoría más plausible. Si no es posible identificar la categoría más plausible, el evaluador deberá seleccionar una de las categorías, basándose en su nivel de tolerancia al riesgo. Por ejemplo, si LC, NT y VU se consideran categorías igualmente plausibles, el taxón deberá categorizarse como NT. En todos los casos, el texto de la justificación deberá incluir todas las categorías consideradas plausibles, además del grado de tolerancia al riesgo (véase el [apartado 3.2.3](#)). Si los evaluadores son incapaces de tomar una decisión sobre el nivel de tolerancia al riesgo, deberá seleccionarse la categoría intermedia. Cabe señalar que, si la incertidumbre se especifica a nivel de parámetro (mediante la Calculadora de Criterios de la Lista Roja incluida en el SIS), el rango de categorías plausibles y la categoría más plausible quedarían seleccionados de forma automática, de acuerdo con el nivel especificado de tolerancia al riesgo. Véase también el [apartado 3.2](#) sobre orientaciones para seleccionar la categoría más plausible al documentar la incertidumbre; el [apartado 3.1](#) sobre la disponibilidad, inferencia y proyección de datos y el [apartado 5.8](#) sobre la inferencia de la reducción poblacional a partir de la pérdida de hábitats.

En algunos casos, la incertidumbre de los datos incluye un componente espacial; por ejemplo, es posible que existan datos correspondientes a una parte del área de distribución, pero ninguno o muy pocos de otras partes. En esos casos, los evaluadores deberán intentar evitar la inclusión del taxón bajo la categoría DD teniendo en cuenta diferentes hipótesis plausibles sobre cuán representativas son las amenazas respecto de las áreas conocidas, y utilizar estas hipótesis para formar intervalos de incertidumbre para los parámetros utilizados (como por ejemplo individuos maduros, localidades, subpoblaciones, etc.).

En otros casos, la incertidumbre puede tener un componente temporal: la información puede ser más incierta en el pasado más distante y/o sobre el futuro más distante. En esos casos, los evaluadores deberían intentar evitar la inclusión del taxón en la categoría DD utilizando el criterio A4 para minimizar la incertidumbre. La consideración de una ventana de tres generaciones que incluya el pasado más reciente y el futuro más cercano permitirá centrar la evaluación en un período en que la incertidumbre de los datos sería menor.

11. Cómo aplicar las categorías de extinción y sus correspondientes menciones

11.1 Las categorías Extinto (EX y EW)

La categoría Extinto se utiliza cuando “no existe ninguna duda razonable de que el último individuo ha muerto”. Pese a ello, la extinción como tal —es decir, la desaparición del último individuo de una especie— resulta muy difícil de detectar. Clasificar a una especie como Extinta supone que se han llevado a cabo estudios y relevamientos exhaustivos en la totalidad de los hábitats conocidos o probables de la misma en toda su área de distribución histórica, en los momentos y con la frecuencia apropiada (diaria, estacional, anual) y durante un período de tiempo acorde con su forma y ciclos biológicos. La atribución de la categoría Extinto tiene implicaciones importantes en cuanto a la conservación, dado que no se suelen aplicar medidas

de protección ni destinar fondos a especies consideradas extintas. Por ello, no se debe clasificar un taxón en las categorías Extinto (EX) o Extinto en Estado Silvestre (EW) si cabe una posibilidad razonable de que sobreviva, para evitar así el llamado error de Romeo (Collar 1998), consistente en retirar la financiación y las medidas de protección asignadas a una especie amenazada en la falsa creencia de que se ha extinguido. Este término se utilizó por primera vez en el caso del Picaflor de Cebú (*Dicaeum quadricolor*), que se redescubrió en 1992 después de transcurridos 86 años sin una sola observación (Dutson *et al.* 1993), y que se había declarado extinto al menos 40 años antes al suponer que en la isla de Cebú no quedaba ningún remanente de su hábitat forestal (Magsalay *et al.* 1995). Al clasificar extinciones, conviene aplicar un enfoque basado en el principio de la prueba, para fomentar así la continuidad de las acciones de conservación hasta que no quede ninguna duda razonable de que el último individuo de la especie ha muerto. No obstante, si las evaluaciones de EX y EW se basan de forma demasiado restrictiva en el mencionado principio, ello puede dar lugar a una subestimación de las tasas de extinción basadas en la Lista Roja. Para evitar este sesgo, es preciso incluir a las especies “posiblemente extintas” en las estimaciones del número de taxones extintos y de las tasas de extinción.

La categoría Extinto en Estado Silvestre se define como cuando el taxón solo sobrevive en cultivo, en cautividad o como población (o poblaciones) naturalizada fuera de su distribución original. "Cultivo" y "cautividad" no se limitan necesariamente al confinamiento. Para mantener la coherencia con la definición de una subpoblación "silvestre" (véase el [apartado 2.1.4](#) sobre subpoblaciones gestionadas), EW también debería utilizarse si ninguna de las subpoblaciones es silvestre. Así, si las únicas subpoblaciones supervivientes de un taxón no están confinadas, sino que están sujetas a intervenciones intensivas en materia de gestión a nivel individual tal como se discute en el [apartado 2.1.4](#), el taxón deberá incluirse en la categoría EW.

11.2 Aplicación de la mención “Posiblemente extinto” a taxones En Peligro Crítico

Aunque al clasificar extinciones lo adecuado es aplicar el principio de la prueba, este enfoque introduce un sesgo en los análisis de extinciones recientes si nos basamos exclusivamente en las especies clasificadas como Extintas o Extintas en Estado Silvestre (este último caso significa que sólo sobreviven individuos en cautividad). Así, la cifra de extinciones recientes documentada en la Lista Roja puede subestimar considerablemente la realidad, incluso en taxones tan bien conocidos como las aves. Esta circunstancia ha llevado a crear la mención “Posiblemente extinto” con objeto de identificar aquellas especies En Peligro Crítico que ya están probablemente extinguidas, pero cuya extinción está aún pendiente de confirmación. Estos taxones calificados con la mención “Posiblemente extinto” se incluirán dentro de los límites de las estimaciones de la cifra de extinciones recientes para indicar una incertidumbre plausible en las tasas de extinción contemporáneas.

11.2.1 Cómo identificar a las especies «Posiblemente extintas»

Un taxón está En Peligro Crítico (Posiblemente Extinto) cuando las pruebas disponibles, sopesadas y contrastadas, indican que está probablemente extinto, pero aún cabe una pequeña posibilidad de que siga existiendo. Por tanto, únicamente se clasificará como Extinto cuando los estudios y relevamientos adecuados no hayan permitido detectar la especie y se hayan investigado y descartado eventuales avistamientos locales o no confirmados. La mención “Posiblemente extinto en estado silvestre” se aplica de la misma manera a aquellas especies que, según la información disponible, sobreviven solamente en cautividad.

Nótese que el calificativo “Posiblemente extinto” es una mención, y **no** una nueva categoría de la Lista Roja.

Los evaluadores deben utilizar diversos niveles de prueba al decidir clasificar a un taxón en la categoría Extinto o En Peligro Crítico (Posiblemente Extinto). Clasificarlo como Extinto requiere haber probado más allá de toda duda razonable que el último individuo del taxón ha muerto. El calificativo “Posiblemente extinto” se atribuye si las pruebas, sopesadas y contrastadas, indican que el taxón está probablemente extinto, pero aún cabe una pequeña posibilidad de que siga existiendo. Entre los distintos tipos de prueba que apoyarían la clasificación de Extinto podemos mencionar las siguientes (Butchart *et al.* 2006):

- En el caso de las especies observadas por última vez en fechas recientes, el declive está bien documentado.
- Se sabe que se han producido varios procesos graves de amenaza (p. ej., pérdida masiva de hábitat, proliferación de depredadores exóticos invasores, caza intensiva, etc.).
- La especie presenta características que la vuelven más proclive a la extinción, como, por ejemplo, la incapacidad de volar en las aves.
- Los últimos relevamientos realizados han sido, en apariencia, apropiados y adecuados a la detectabilidad de la especie, pero no han permitido localizarla.

Estas pruebas se deben contrastar con las siguientes consideraciones (Butchart *et al.* 2006):

- Los últimos estudios de campo han sido inadecuados (porque los relevamientos no han sido lo bastante intensivos/amplios o no se han efectuado en el momento oportuno, o porque el área de distribución de la especie es inaccesible, remota o insegura o no se conoce adecuadamente).
- La especie es difícil de detectar (es críptica, pasa desapercibida, es nocturna, nómada o silenciosa, o se desconocen sus vocalizaciones, cuesta identificarla o se da en unas densidades muy bajas).
- En fechas recientes se han producido observaciones o avistamientos locales razonablemente convincentes.
- El hábitat adecuado (libre de patógenos y depredadores introducidos, de ser el caso) se mantiene dentro del área de distribución conocida de la especie, y/o hay aloespecies o congéneres que sobreviven a pesar de estar expuestos a procesos de amenaza similares.

Las mismas consideraciones se aplicarán al clasificar a un taxón en las categorías Extinto en Estado Silvestre o En Peligro Crítico (Posiblemente Extinto en Estado Silvestre).

Se están preparando actualmente orientaciones que facilitarán la interpretación de los niveles de prueba justificativos de las clasificaciones “Extinto” y “En Peligro Crítico (Posiblemente Extinto)” y “Extinto en Estado Silvestre” y “En Peligro Crítico (Posiblemente Extinto en Estado Silvestre)”.

En la documentación de todos los taxones evaluados como Extinto, Extinto en Estado Silvestre, En Peligro Crítico (Posiblemente Extinto) y En Peligro Crítico (Posiblemente Extinto en Estado Silvestre) es preciso justificar explícitamente la aplicación de las categorías de Extinto y del calificativo “Posiblemente extinto”. Para ello, la documentación debe resumir los argumentos e indicios probatorios existentes a favor y en contra de la extinción, describir los relevamientos

realizados para localizar a la especie y mencionar la fecha y todos los detalles relevantes de la última observación confirmada.

El estado de conservación de los taxones a los que se ha asignado la mención “Posiblemente extinto” se debe revisar cada cinco años. Para más información sobre cómo aplicar este calificativo, véase Butchart *et al.* (2006).

En ocasiones resulta difícil decidir el enfoque adecuado a la hora de evaluar especies que son muy raras y que puede que sea extintas, pero de las cuales existe información limitada. Un ejemplo de esto podría ser una especie de anfibio que ya no se encuentra en áreas donde antes estaba presente y que parece haber sufrido una disminución drástica (por ejemplo, en un área donde se ha informado de la presencia del hongo quitridio). No es que una especie así no pueda tener subpoblaciones extintas conocidas, sino que falta información para declararla Extinta, aunque la extinción sea una posibilidad real. Dichas especies deben incluirse en la lista como En Peligro Crítico (con la etiqueta Posiblemente Extinta si, tras un examen equilibrado de la evidencia, resulta que la extinción es más probable que la supervivencia), aunque la selección de los criterios adecuados para ello requiera de cierta atención. Si las especies desaparecieron de sitios conocidos en los últimos diez años o tres generaciones (el período más largo de los dos), la opción preferible será la inclusión en la lista con arreglo al criterio A2. Si la especie es conocida en una sola ubicación con una EOO inferior a 100 km² o una AOO inferior a 10 km², entonces existe la posibilidad de inclusión en la lista como CR B1ab(i,ii,v) o B2ab(i,ii,v). Sin embargo, existen muchos ejemplos de especies cuya extinción es una posibilidad real, pero cuyas disminuciones o desapariciones tuvieron lugar hace más de diez años o tres generaciones (el período más largo de los dos), y cuyas EOO y AOO son demasiado amplias como para la inclusión en la lista como CR, y/o al menos dos subcriterios de la categoría CR B no se cumplen. En estos casos, la especie debe incluirse en la lista como CR C2a(i), CR C2a(ii) y/o CR D, la opción que sea más plausible. Por tanto, de una evaluación de estas características se infiere un tamaño poblacional inferior a 250 individuos maduros (para C2) o 50 individuos maduros (para D). Aunque es imposible saber si una inferencia así es correcta o no, resulta razonable para una especie que pueda estar extinta.

11.2.2 Ejemplos de especies En Peligro Crítico (Posiblemente Extintas)

El Nakupu (*Hemignathus lucidus*) es un ave endémica de las islas Hawái cuya presencia no se ha observado en el archipiélago desde los años 1995-1996, a pesar de los esfuerzos de relevamiento realizados en buena parte de su área de distribución histórica (Pratt *et al.* 2001). Lo más probable es que se haya extinguido por efecto del deterioro y pérdida de su hábitat, y de la introducción de enfermedades como la malaria aviar, transmitida por mosquitos introducidos. Sin embargo, dado que la última observación tuvo lugar durante el pasado decenio, se la ha calificado con la mención “Posiblemente extinto” hasta que sea posible confirmar, mediante nuevos estudios, que no queda ningún individuo.

El Paño de Guadalupe (*Oceanodroma macrodactyla*) es un ave endémica de la isla mexicana de Guadalupe de la cual, pese a las búsquedas efectuadas, no se han tenido noticias desde el año 1912, como consecuencia de una grave disminución poblacional, atribuible a la depredación por parte de gatos introducidos y a la degradación que el hábitat ha experimentado a raíz de la introducción de cabras en la isla (BirdLife International 2004). Sólo la dificultad de detectar a los paños en sus colonias de nidificación durante la noche (momento de actividad de estas aves) y la supervivencia de otras especies de paño en la misma isla apuntan a la posibilidad de que queden individuos sobrevivientes. Por ello, está calificado con la mención Posiblemente Extinto hasta que se confirme con nuevos relevamientos que el último individuo ha muerto.

El Guacamayo de Spix (*Cyanopsitta spixii*) es un loro endémico de Brasil. La explotación intensiva e insustentable de la que fue objeto para su venta como ave de jaula ocasionó un fuerte declive poblacional de la especie (Juniper 2003), y el último individuo conocido desapareció en 2000. Las búsquedas realizadas hasta la fecha no han permitido descubrir otras poblaciones, aunque resulta concebible, si bien improbable, que puedan sobrevivir algunos individuos.

El Solitario olomao (*Myadestes lanaiensis*) es un ave endémica de las islas Hawái a la que se observó por última vez en 1980, aunque se produjo una observación no confirmada en 1988. Posteriormente no se ha producido ninguna observación adicional, pese a los distintos relevamientos realizados en la mayor parte del área de distribución histórica de la especie. Es probable que se haya extinguido a causa de las enfermedades propagadas por los mosquitos introducidos en el archipiélago, asociadas a la destrucción de su hábitat (Reynolds y Snetsinger 2001). Sin embargo, en la remota meseta de Olokui no se han realizado estudios recientes, por lo que aún podrían quedar algunos individuos.

El Arlequín de vértebra plana *Atelopus planispina* es una especie de rana arlequín endémica de las laderas orientales de los Andes ecuatorianos, desde el volcán El Reventador hasta la cordillera de Cutucú al sur. Su población ha experimentado una grave disminución (más del 80%) a lo largo de las tres últimas generaciones, probablemente a causa de una enfermedad, la quitridiomycosis, que ha afectado a muchas otras especies montañosas de *Atelopus*. La última observación de la especie se produjo en julio de 1985 (una pareja de individuos apareándose), pese a las reiteradas visitas efectuadas a localidades conocidas (El Reventador) o inferidas (dentro de su área de presencia) (Bustamante 2002).

El Sapo dominicano (*Bufo fluviaticus*) es un anfibio con un área de distribución muy restringida (dos localidades conocidas) en la región noroccidental de la República Dominicana, que solía vivir en hábitats xéricos con bosques de galería latifolios, habitualmente muy cerca de corrientes de agua; se desconoce si los animales permanecen en las inmediaciones de éstas o si se dispersan en el hábitat xérico. La principal amenaza que se cierne sobre esta especie es la destrucción de su hábitat provocada por la agricultura y el pastoreo. Ningún herpetólogo, ni siquiera los especialistas que han recolectado exhaustivamente especímenes en la isla, ha conseguido encontrar al sapo dominicano a lo largo de los 30 años transcurridos desde que se lo descubrió. Dado que los sapos se suelen reproducir (y ver) de forma esporádica, es preciso realizar un esfuerzo adicional para localizar a la especie antes de considerarla extinta. No se ha recolectado ningún ejemplar desde la serie tipo. Un científico buscó a la especie en el año 2003, pero sin éxito (M. Hernández, com. pers.).

Al Ratón de agua etíope (*Nilopegamys plumbeus*) se lo conoce únicamente a partir de un ejemplar capturado en las proximidades de las fuentes del río Abbay inferior, en la zona noroccidental de Etiopía. Se trata de un roedor insectívoro adaptado al medio acuático que, por tanto, se encuentra probablemente en bajas densidades. La especie vive en una región donde el hábitat ha sido destruido por el sobrepastoreo. De hecho, su hábitat ya se había degradado considerablemente cuando se recolectó el ejemplar tipo, en los años 1920, y L. Lavrenchenko (com. pers.) confirma que actualmente la zona considerada como localidad tipo está totalmente cubierta por pastizales. Se ignora cuál es el estado de la población, aunque probablemente se haya extinguido. L. Lavrenchenko (com. pers.) ha procurado efectuar una recolección en dos ocasiones, y también se conocen intentos de D. Schlitter (com. pers.), pero en ambos casos sin resultado.

El Tiburón de Pondicherry (*Carcharhinus hemiodon*) es una especie de tiburón muy rara del Océano Índico y del Pacífico Occidental, que se conoce gracias a los 20 especímenes depositados en museos y procedentes de lugares muy distantes entre sí. Vive en las aguas costeras de las plataformas continentales e insulares, y en todas sus localizaciones conocidas se practica la pesca no selectiva a gran escala, tanto artesanal como comercial, en expansión constante y no reglamentada. Se cree que la población de esta especie se ha visto gravemente diezmada a consecuencia de dicha explotación. La especie se observó por última vez en 1979 (en la India) y desde entonces no se han vuelto a tener noticias de la misma, a pesar de estudios detallados de mercado realizados durante los últimos años en buena parte de su área de distribución (Borneo, Filipinas e Indonesia). Considerando que no se ha observado en más de veinte años, que la mayoría de los especímenes conocidos fueron capturados antes de 1900, y que su hábitat y

extensión de presencia previamente conocidos están sometidos a una actividad pesquera no reglamentada y en expansión, la especie está clasificada en la categoría En Peligro Crítico (Posiblemente Extinta). Sería aconsejable efectuar nuevos estudios para tratar de localizarla.

12. Orientaciones relativas a los procesos amenazantes

Como se indicó en un apartado anterior (2.3), los criterios tienen por objeto detectar síntomas de peligro y no las causas que provocan dicho peligro (véase asimismo Mace et al. 2008). Por consiguiente, se pueden aplicar a todo proceso amenazante que dé como resultado síntomas tales como declive poblacional, tamaños poblacionales bajos y distribución geográfica restringida. Un taxón puede ser clasificado en una categoría amenazada aun si no se puede identificar el proceso que lo amenaza. Sea cual fuere la índole de las amenazas, las evaluaciones deben seguir las pautas de UICN (2001, 2012b) y las presentes directrices, con miras a garantizar una aplicación válida de los criterios. No obstante, determinadas amenazas, en particular procesos nuevos o poco conocidos, como el cambio climático global, requieren a veces más orientaciones para aplicar las definiciones y los criterios.

El presente capítulo tiene por objeto suministrar dichas orientaciones. En esta versión, enfocamos particularmente el cambio climático global; en futuras versiones, incluiremos orientaciones acerca de la interpretación de los criterios para evaluar taxones afectados por otras amenazas. Cabe subrayar que las indicaciones que figuran en este capítulo no excluyen ni reemplazan el contenido de anteriores capítulos.

Una evaluación para la Lista Roja incluye una enumeración de las principales amenazas en la documentación requerida, tal como se indica en UICN (2001, 2012b; Anexo 3), utilizando una clasificación estandarizada que figura en www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes. Las indicaciones que figuran a continuación no se refieren a este proceso, sino a la aplicación de las Categorías y Criterios de la Lista Roja.

12.1 El cambio climático global

El hecho de que los criterios de la Lista Roja puedan no ser adecuados para evaluar especies amenazadas con el cambio climático ha generado preocupación. Esto se debe a que muchas especies con proyección de que vayan a experimentar sustanciales contracciones de área de distribución en el futuro tienen duraciones de generación cortas. En consecuencia, existe preocupación por que los marcos temporales de la evaluación sean demasiado breves para que las disminuciones poblacionales inferidas desencadenen la aplicación de los criterios pertinentes de la Lista Roja de la UICN, que consideran las disminuciones en un período de tres generaciones (véase el [apartado 12.1.1](#)). Sin embargo, estudios recientes muestran que los criterios de la Lista Roja de la UICN pueden identificar especies vulnerables a la extinción debido al cambio climático. En un estudio que implica a reptiles y anfibios de América del Norte, Pearson *et al.* (2014) se mostraba que el riesgo de extinción debido al cambio climático puede predecirse mediante la información actualmente disponible, como la relativa al área ocupada o el tamaño poblacional actuales, mucha de la cual se utiliza en los criterios de la Lista Roja de la UICN.

En Stanton *et al.* (2015) se define "período de alerta" como el tiempo que transcurre entre la primera identificación de la especie como amenazada y cuando se extingue, suponiendo que no se ha llevado a cabo ninguna acción de conservación. Utilizando las mismas especies y

proyecciones climáticas que en Pearson *et al.* (2014), mostraron que los criterios de la Lista Roja de la UICN pueden identificar especies que podrían extinguirse debido al cambio climático sin llevarse a cabo ninguna acción de conservación, y pueden hacerlo con un período de alerta de décadas. En un estudio independiente, Keith *et al.* (2014) se llegó a la misma conclusión para un anfibio australiano de corta vida. Aunque estos estudios muestran la capacidad de los criterios de la Lista Roja de la UICN para identificar especies vulnerables a la extinción debido al cambio climático, también muestran que los períodos de alerta pueden ser cortos en situaciones en las que se dispone de datos insuficientes, y si la acción de conservación se inicia solo cuando la especie se ha incluido en la lista en la categoría de amenaza más elevada de la UICN (En Peligro Crítico). Por tanto, se deben elaborar más directrices para la utilización del sistema de la Lista Roja de la UICN, especialmente en situaciones de insuficiencia de datos y para ofrecer respuestas políticas puntuales con el fin de aprovechar el máximo período de alerta disponible de las especies por lo que se refiere a las trayectorias en materia de extinción en respuesta al cambio climático. Habida cuenta de que las nuevas investigaciones incrementan la comprensión de los impactos del cambio climático sobre las especies, los resultados se utilizarán para mejorar estas directrices. A continuación, figuran orientaciones sobre un número de cuestiones relevantes, basadas en las investigaciones disponibles en 2015.

12.1.1 Horizonte temporal

Un factor importante para la aplicación de los criterios a las especies afectadas por el cambio climático es el horizonte temporal de las evaluaciones efectuadas.

El horizonte temporal utilizado para los criterios tiene varios propósitos. En primer lugar, la duración generacional se usa como sustituto de las tasas de renovación dentro de las poblaciones y como un factor de escala pertinente desde el punto de vista biológico, que corrige la variación de las tasas de supervivencia y de reproducción de las distintas especies. En segundo lugar, el horizonte temporal se ha fijado en un mínimo de diez años porque medir cambios en períodos más breves resulta difícil y además no refleja la escala temporal de las intervenciones humanas. En tercer lugar, el horizonte temporal se fija a 100 años máximo hacia el futuro, a causa de las incertidumbres que se plantean para predecir tamaños poblacionales muy remotos en el tiempo (Mace *et al.* 2008).

Se prevé que el clima mundial seguirá cambiando durante varios siglos (IPCC 2013; Capítulo 12). Los efectos sobre los sistemas biológicos proseguirán seguramente durante largo tiempo. Por ende, para muchas especies, en particular las de corta vida, las evaluaciones de la Lista Roja se basan en horizontes temporales mucho más breves que los largos períodos de cambio que se prevén actualmente para el cambio climático y sus efectos sobre las especies. Este elemento en sí mismo no convierte al cambio climático en una amenaza fundamentalmente diferente de las demás; otras amenazas, como la destrucción de hábitats, también pueden extenderse durante largos períodos.

Ahora bien, se considera que la naturaleza de las modificaciones de los sistemas biológicos causadas por el cambio climático es distinta de los cambios causados por otras amenazas. Thuiller *et al.* (2005), por ejemplo, aducen que “las escalas temporales admitidas para clasificar a las especies en las categorías de la Lista Roja de la UICN no se adaptan a la evaluación de las consecuencias de amenazas de acción lenta pero persistentes”, considerando que los impactos previstos del cambio climático son de una índole más determinista que otras amenazas. Además, parte de los efectos vinculados al cambio climático son ya irreversibles (están ya comprometidos) a causa del desfase entre las emisiones de gases de efecto invernadero y el cambio climático (y los cambios biológicos subsiguientes).

Si bien los eventos estocásticos (incendios catastróficos, eventos vinculados con El Niño, etc.) que contribuyen a la variabilidad y, por ende, al riesgo de extinción de las poblaciones, operan claramente a escalas temporales distintas que el cambio climático, existen otros procesos que son también persistentes y de acción lenta. Por ejemplo, cabe preguntarse si amenazas tales como la destrucción y la fragmentación de hábitats son menos persistentes o menos inciertas que el cambio climático; en todo caso, es discutible. Si bien el cambio climático es persistente, las predicciones son también muy inciertas. Por ejemplo, el IPCC (2013) no efectúa predicciones más allá de 2100 porque los modelos climáticos generales tienden a arrojar resultados muy diferentes hacia el final del siglo 21.

Los criterios reconocen que algunas amenazas pueden ser irreversibles (como se observó explícitamente al tratar el criterio A); en muchos casos, por ejemplo, la expansión urbana no es reversible. Diversas amenazas pueden involucrar desfases temporales semejantes a los del cambio climático: así, las poblaciones humanas, por ejemplo, tienen su propia dinámica, y a menudo hay un desfase temporal entre un cambio en la tasa de crecimiento de la población humana y los cambios resultantes en las presiones antrópicas sobre los sistemas naturales.

Como consecuencia de las consideraciones precedentes, la evaluación de especies con duraciones generacionales breves no es fundamentalmente distinta para el cambio climático y a otras amenazas. Pese a que las especies de corta vida pueden no ser clasificadas inicialmente según el criterio A, si son afectadas por el cambio climático serán clasificadas más tarde, probablemente según los criterios B o C, a medida que sus poblaciones y áreas de distribución cambien en respuesta al cambio climático. También pueden ser clasificadas en virtud del criterio E (véase a continuación).

En resumen, muchas cuestiones relacionadas con el horizonte temporal no son específicas al cambio climático. Futuras versiones del presente documento podrán brindar más orientaciones acerca de este tema, pero, por el momento, los horizontes temporales de cada uno de los criterios deben seguir siendo aplicados tal como se indica actualmente, independientemente de la naturaleza del factor amenazante, incluyendo el cambio climático.

12.1.2 Pasos sugeridos para la aplicación de los criterios con arreglo al cambio climático

La aplicación de los criterios en especies afectadas por el cambio climático global conlleva varios problemas, los cuales han dado lugar a una mala aplicación de los criterios. Un error común consiste en cambiar de forma arbitraria los umbrales u horizontes temporales especificados en los criterios de la UICN (véase Akçakaya *et al.* 2006 para ver ejemplos y detalles al respecto). Una característica importante de la Lista Roja es que las categorías de amenaza pueden compararse entre los grupos taxonómicos. Para asegurar el mantenimiento de este importante estándar, es fundamental que los umbrales y períodos de tiempo utilizados en los criterios no sean alterados (véase el [apartado 12.1.1](#)).

Para evaluar especies que puedan haber sufrido el impacto del cambio climático, se recomienda seguir los pasos siguientes ([Figura 12.1](#)), en la medida en que los datos y la información disponibles lo permitan.

1. Se alienta a los evaluadores a que piensen de forma sistemática al examinar los posibles mecanismos de impacto del cambio climático sobre las especies (véase el [apartado 12.1.3](#) más abajo). La identificación de los mecanismos de impacto probables ayudará a definir las variables clave que se utilizan en las evaluaciones de la lista roja en el

contexto del cambio climático. Este proceso diagnóstico puede favorecerse mediante el desarrollo de modelos diagramáticos.

2. Los evaluadores deberán identificar y estimar o inferir los valores de todos los parámetros en los criterios de la Lista Roja que sean pertinentes para los mecanismos de cambio del taxón con arreglo al cambio climático que figuran en el Paso 1. Entre esos parámetros se incluye “distribución muy restringida” y “plausibilidad e inmediatez de la amenaza” ([apartado 12.1.4](#)), “número de localidades” ([12.1.5](#)), “poblaciones severamente fragmentadas” ([12.1.6](#)), “fluctuaciones extremas” ([12.1.7](#)), “disminución continua” ([12.1.8](#)) y “reducciones poblacionales” ([12.1.8](#)). Las inferencias sobre dichas variables pueden provocar que la inclusión en la lista se realice con arreglo a los criterios A, B, D2 o C2 ([Figura 12.1](#))
3. Para incorporar futuros impactos climáticos sobre las especies de forma más explícita, los evaluadores deberán realizar inferencias sobre la magnitud de la reducción poblacional futura (criterios A3 y A4) y si la disminución continua (criterios B y C2) se producirá debido al cambio climático (véase el apartado [12.1.8](#)). Tales inferencias se pueden reforzar mediante el desarrollo de modelos de (a) hábitat bioclimático o (b) dinámicas poblacionales (véanse los apartados [12.1.9](#), [12.1.10](#) y [12.1.12](#)). La identificación de mecanismos de impacto probables también ayudará al desarrollo de dichos modelos. El resultado de dichos modelos puede provocar que la inclusión en la lista se realice con arreglo a los criterios A, C1 o E ([Figure 12.1](#))
4. Por último, los resultados de los modelos bioclimáticos pueden utilizarse para determinar la estructura espacial de los modelos poblacionales estocásticos, que se utilizarán después para estimar la probabilidad de extinción para la evaluación con arreglo al criterio E (cuestión que se aborda de forma detallada en el [apartado 12.1.11](#)). Esto permite a los evaluadores incorporar de forma explícita los efectos de los cambios o la fragmentación de hábitats en el futuro, incrementos futuros en la variabilidad climática (por tanto, en las fluctuaciones extremas) y las limitaciones y barreras en materia de dispersión. El resultado de dichos modelos puede provocar que la inclusión en la lista se realice con arreglo a los criterios A o E ([Figura 12.1](#)). Sin embargo, este enfoque requiere cantidades sustanciales de información demográfica que es posible que no esté disponible para la mayoría de las especies.

Los evaluadores deberán completar primero los Pasos 1 y 2 y, a continuación, el mayor número de pasos restantes que los datos disponibles y sus conocimientos les permitan. En los apartados siguientes, se examinan los mecanismos de impacto del cambio climático, las aplicaciones de los diversos criterios y definiciones y el uso de diferentes tipos de modelos para la estimación de reducciones poblacionales y disminuciones continuas. Aunque en este apartado se tratan criterios particulares, esto no significa que estos sean los únicos que pueden aplicarse. De igual modo que con cualquier otra amenaza, el taxón debe evaluarse en relación con todos los criterios en la medida de los datos disponibles.

12.1.3 Mecanismos

El cambio climático puede afectar a poblaciones a través de muchos mecanismos, y pensar en los efectos de ello sobre determinados taxones puede aclarar qué parámetros y criterios son pertinentes para una evaluación de la Lista Roja. Los parámetros pertinentes para las evaluaciones en el marco del cambio climático incluyen “distribución muy restringida”,

“plausibilidad e inmediatez de la amenaza”, “número de localidades”, “fragmentación severa”, “disminución continua”, “fluctuaciones extremas” y “reducciones poblacionales”. Los criterios pertinentes para los efectos futuros del cambio climático incluyen A3, A4, B1, B2, C1, C2, D2 (VU) y E (Figura 12.1).

Los efectos del cambio climático en los taxones se analizan de forma cuantitativa a través de dos grupos de síntomas principales: cambios en la distribución del taxón y cambios en la demografía del taxón que a continuación se incluyen en los modelos poblacionales. Si bien los cambios de área de distribución han sido los síntomas más estudiados de la disminución de las especies a causa del cambio climático (Pearson *et al.* 2002), los cambios en la demografía también pueden generar reducciones en la abundancia de la población incluso cuando se proyecta un incremento de las distribuciones de las especies bajo el cambio climático. Esto se debe a que los nacimientos, las muertes, la emigración y la inmigración guían las dinámicas de las poblaciones y son factores demográficos no necesariamente vinculados de forma directa con el tamaño de hábitat y área de distribución (Thuiller *et al.* 2014). Entre los factores demográficos que podrían resultar afectados por el cambio climático se incluye las tasas vitales (p. ej., supervivencia, crecimiento, fecundidad y dispersión), las interacciones de especies, la fenología, las respuestas de la población a las perturbaciones y la deposición y producción de estructuras y tejidos calcáreos (p. ej., en corales) (Foden *et al.* 2013). Por lo tanto, al considerar las disminuciones poblacionales influidas por el cambio climático, es importante considerar los principales mecanismos por los cuales es probable que se produzcan, ya que ello pondrá de relieve los criterios más adecuados para la evaluación bajo esta amenaza.

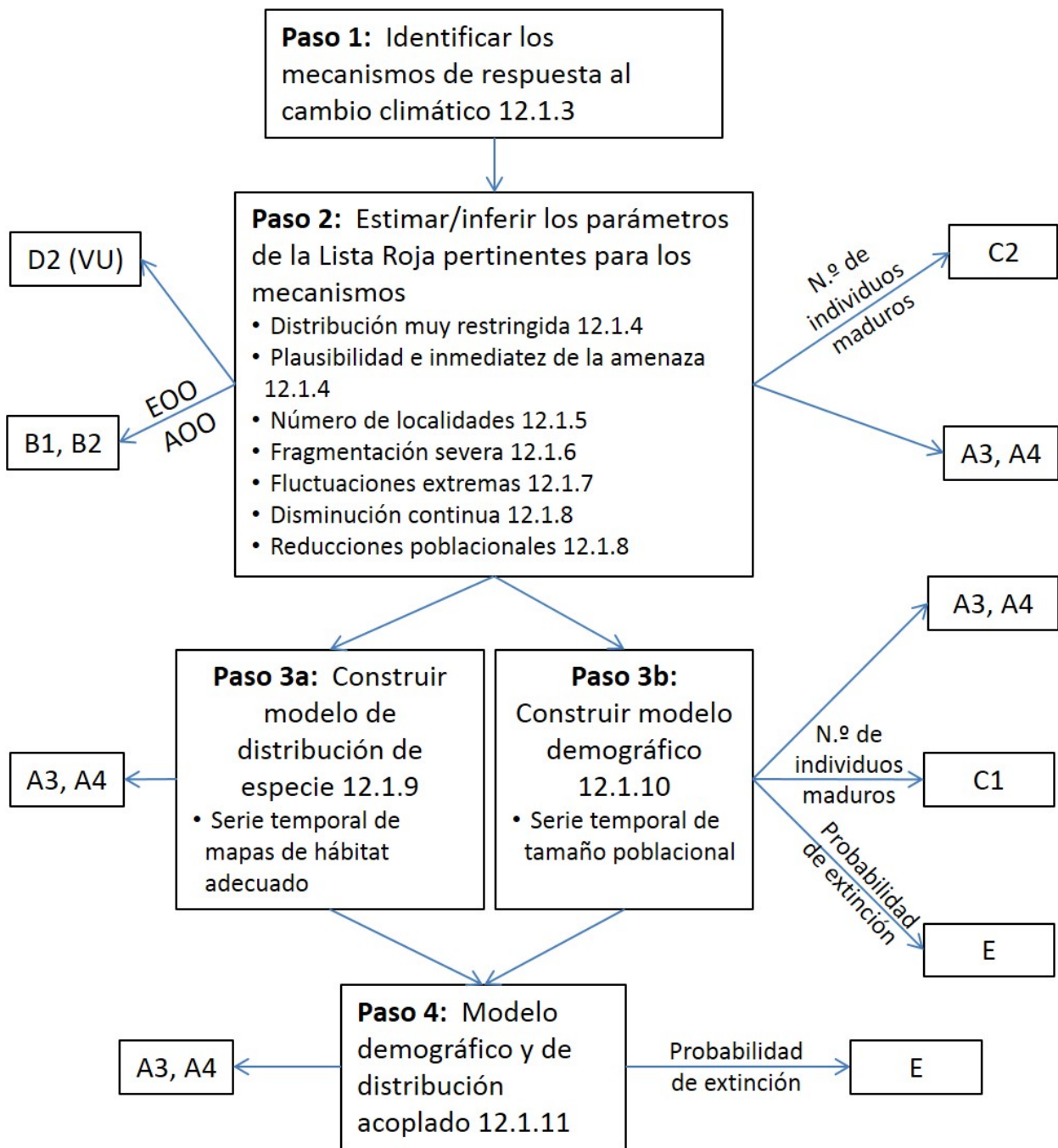


Figura 12.1. Protocolo para evaluar los riesgos de extinción bajo el cambio climático mediante los Criterios para las Especies Amenazadas de la Lista Roja de la UICN (UICN 2001). Las letras y números de los cuadros de los márgenes se refieren a los criterios de la Lista Roja respectivos. Los números que figuran en los cuadros centrales se refieren a secciones pertinentes de texto de las presentes Directrices. Toda evaluación debe abordar todas las amenazas plausibles (no solo el cambio climático) y también debería evaluar la elegibilidad para incluirse en la lista con arreglo a los criterios A1, A2 y D1 (no mostrados).

Los cambios en los hábitats pueden producirse debido al cambio climático porque el clima predice la idoneidad de los hábitats para muchos taxones. Los cambios en la precipitación y la temperatura en el ámbito espacial pueden alterar, fragmentar, contraer o incrementar las áreas de distribución de especies, por lo que se generan cambios en las EOO y AOO y el grado de fragmentación. La capacidad de una población de hacer un seguimiento de los cambios o

incrementos en un hábitat adecuado dependerá de sus capacidades de dispersión (Foden *et al.* 2013). Sin embargo, los cambios en las variables climáticas también pueden exponer a los organismos a situaciones fuera de su rango de tolerancia física, lo que provoca la reducción de su supervivencia y fecundidad y, por tanto, reducciones en el tamaño poblacional (Deutsch *et al.* 2008). En el caso de los corales, el incremento de las temperaturas oceánicas o cambios en el PH pueden reducir o impedir el desarrollo de tejidos calcáreos, con lo que se reducen las tasas de supervivencia y crecimiento. El incremento de las temperaturas puede cambiar las relaciones depredador-presa o las cadenas alimentarias, alterando el comportamiento de los organismos, como los períodos de traslado y exposición, con posibles consecuencias tanto para el depredador como para la presa o el consumidor y el recurso (Gilman *et al.* 2010). La fenología, o los períodos de los procesos de ciclo de vida, puede variar por el efecto del cambio climático de modo que se produzca una incompatibilidad entre, por ejemplo, el período de floración y la presencia de polinizadores (Memmott *et al.* 2007). Y cambios en la intensidad y la frecuencia de los fenómenos medioambientales, como los incendios, las sequías o las inundaciones pueden reducir poblaciones que han evolucionado bajo un sistema diferente (Dale *et al.* 2001). Por ejemplo, las plantas de siembra obligada que dependen de bancos de simientes para la regeneración de semillas tras un incendio experimentarán reducciones en su población si se incrementa la frecuencia de incendios, porque el número de semillas que se añadirán a los bancos de simientes entre incendios sucesivos será cada vez menor.

12.1.4 Distribución muy restrictiva y plausibilidad e inmediatez de la amenaza (VU D2)

Los taxones que tienen distribuciones muy restrictivas y que bajo el cambio climático se han hecho susceptibles a una amenaza que es plausible y que puede hacer que toda la población pase rápidamente a la categoría de En Grave Peligro o incluso Extinta en Estado Silvestre, serán elegibles para incluirse en la lista en la categoría Vulnerable con arreglo al criterio D2. Sin embargo, la clasificación con arreglo al criterio D2 solo se permite si los efectos del cambio climático son tales que permiten al taxón pasar a la categoría En Grave Peligro o Extinto en un período de tiempo muy breve una vez que se hayan hecho evidentes los efectos de la amenaza.

La aplicación de este criterio requiere solo el conocimiento de la distribución de la especie y la comprensión de la severidad y la inmediatez de los impactos de una amenaza plausible. Por ejemplo, un organismo terrestre sésil que es susceptible a la sal sería elegible para incorporarse a la lista como VU D2 si tuviera una distribución muy restringida en una localidad costera con proyección de que se incremente su exposición al agua salada o la niebla salina como consecuencia de incrementos proyectados en el nivel del mar y/o la frecuencia inferida de tormentas costeras. A continuación, se proporciona más ejemplos detallados.

Ejemplo 1. Una especie que actualmente no cumple los umbrales de área con arreglo al criterio B puede clasificarse como VU D2 si los modelos bioclimáticos (véase el [apartado 12.1.12](#)) predicen que una reducción de área de distribución podría corresponder a una reducción poblacional del 80% o más (y otra información indica que el número de localidades es reducido; véase más arriba). En este caso, el inicio de la disminución puede que no ocurra pronto, aunque es plausible, y una vez que se inicia se prevé que cause una reducción poblacional en un período de tiempo muy corto (p. ej., en una o dos generaciones o diez años) con lo cual la especie se clasificará como CR A3c, por tanto, ahora se clasifica como VU D2.

Ejemplo 2. Una especie de coral actualmente tiene un área de ocupación restringida (menos de 20 km²) pero no cumple los criterios para clasificarse con arreglo al criterio B. Los modelos del cambio climático predicen incrementos en las temperaturas de los océanos, mayores que la variación estacional típica, en toda el área de distribución de la especie. Se prevé que este

incremento de temperatura provoque el blanqueamiento del coral de modo que el área de ocupación quedará reducida a menos de 10 km² en diez años desde el inicio del blanqueamiento. Resulta muy difícil predecir cuándo se incrementará la temperatura o se iniciará el blanqueamiento, si bien existe una probabilidad razonable de que se produzcan en el futuro. Una vez que se inicie el blanqueamiento, la especie se clasificará como CR B2ab en un breve período de tiempo, por lo que ahora se clasifica como VU D2.

Ejemplo 3. Un pequeño mamífero con una AOO >500 km² está presente en una sola localidad (véase el ejemplo de la Especie 3 en el [apartado 12.1.5](#)) donde depende de una capa de nieve (para aislarse y evitar a los depredadores durante el invierno). Se prevé que el cambio climático incremente las probabilidades de que durante varios años no hay nieve suficiente para formar una capa o la que se forme no sea adecuada. Si esto ocurre, se prevé que la especie disminuya en un 80% o más en una o dos generaciones debido a la mortalidad fruto de la exposición y los depredadores. Aunque el hecho de que no exista una capa de nieve durante varios años se considera un proceso estocástico y no puede preverse de forma exacta, en este caso los modelos climáticos indican que es un fenómeno plausible. La especie cumple el criterio VU D2 porque este fenómeno plausible, una vez que se produce, permite incluir a la especie en la lista como CR.

Ejemplo 4. Una especie tiene una AOO <20 km², aunque no está disminuyendo, no está bajo ninguna amenaza específica ni experimentando fluctuaciones extremas. Se prevé que el cambio climático futuro afecte a esta especie y que sus efectos provoquen una disminución gradual y lenta, lo cual no hará necesaria la aplicación del criterio de CR ni causará la extinción de la especie en tres generaciones. En consecuencia, esta especie no se clasifica como VU D2.

Ejemplo 5. Una especie de pez conocida solo en un único archipiélago oceánico, con presencia a una profundidad entre 1 y 30 m. Vive en pequeños recovecos en pendientes y paredes de arrecifes rocosos. En esta región, se han producido disminuciones localizadas, incluida la pérdida completa de al menos una especie de pez endémica, tras los fuertes fenómenos de la Oscilación del Sur-El Niño (ENSO) que han dado lugar áreas de aguas poco profundas demasiado calientes y con pocos nutrientes durante prolongados períodos de tiempo. La frecuencia y duración de los fenómenos ENSO en esta región parecen estar incrementándose. Habida cuenta de la distribución restringida de las especies y su hábitat especializado de aguas poco profundas, cambios medioambientales oceanográficos, como lo asociados con fenómenos ENSO futuros, pueden causar la extinción de esta especie en un breve período de tiempo (tal como ha ocurrido para especies similares). Por tanto, se clasifica como VU D2.

12.1.5 Definición de “Localidad” en relación con el cambio climático (B1, B2, D2)

El uso del número de localidades de las evaluaciones de la Lista Roja requiere la identificación de las amenazas plausibles más graves (véase el [apartado 12.1.3](#)). En algunos casos, la amenaza plausible más grave será el cambio climático, pero no será forzosamente correcto suponer que las especies amenazadas por el cambio climático ocupen una sola localidad. Por regla general, no es posible definir el cambio climático como amenaza principal a los efectos de determinar las localidades sin conocer siquiera en parte cómo se desplegarán los efectos del cambio climático a través de causas próximas o amenazas directas. Para la mayoría de las especies sensibles al cambio climático, el cambio climático mismo (es decir, el aumento de la temperatura o los cambios pluviométricos) no constituye la amenaza directa. Más bien, el proceso a través del cual se estima que el cambio climático afectará a las especies implica una amplia variedad de amenazas o causas próximas o inmediatas que afectan los índices biológicos, como modificaciones de frecuencia de los incendios, hidrología, interacciones entre las especies,

adecuación del hábitat, enfermedades, etc. Dichas causas próximas pueden ser inferidas utilizando los conocimientos relativos a la ecología de las especies y los cambios previstos en las variables climáticas pertinentes. Así, aun si la causa última del peligro es el cambio climático, las localidades ocupadas por una especie deben ser definidas y contadas en función de dichas amenazas directas. Sólo puede utilizarse el cambio climático para determinar el número de localidades cuando es la amenaza directa (por ej. cuando los índices de supervivencia se ven reducidos por el estrés térmico y son probablemente la causa directa principal de un declive poblacional, o cuando el hábitat adecuado se reduce a causa de modificaciones de la temperatura y la pluviometría).

En algunos casos, el cambio climático puede amenazar a distintas partes del área de distribución de una especie a través de distintos factores inmediatos, o puede no afectar para nada a determinadas partes de ella (partes del área pueden expandirse, por ej.). En estos casos, deben utilizarse las amenazas plausibles más graves para definir localidades en distintas partes del área de distribución de una especie, tal como se indica en el [apartado 4.11](#) (opciones a–d).

Ejemplos de estimación del número de localidades para especies vulnerables al cambio climático:

La especie 1 está limitada a una sola zona climática afectada por graves tormentas que causan episodios de elevada mortalidad. Se prevé que la frecuencia de las tormentas graves en la región aumentará en un 20% por lo menos en los próximos 100 años. Es poco probable que un solo tormenta grave afecte toda el área de distribución de la especie, pero dos tormentas graves podrían afectarla íntegramente. Se estima correctamente que la especie cuenta con dos localidades en base a tormentas graves como amenaza próxima (es decir, la cantidad mínima de tormentas distintos que pueden afectar la totalidad de su área de distribución). Sería incorrecto suponer que la especie ocupa una sola localidad en base a la única zona climática ocupada, donde se prevé un aumento de la frecuencia de las tormentas graves.

La especie 2 está limitada a tres humedales costeros de agua dulce afectados potencialmente por la incursión de agua salada vinculada con la elevación del nivel del mar. Dos de los humedales se encuentran en la misma zona de planicie aluvial, uno en un sitio bajo a 0,5 m por encima del nivel del mar, y el otro en la planicie superior a 5 m por encima del nivel del mar. El tercer humedal también está a 5 m por encima del nivel del mar, pero en otra región donde hay una franja intermareal muy ancha. Se estima que el nivel del mar aumentará como promedio en 1 m de aquí al año 2100. El humedal más bajo se verá afectado seguramente por la elevación del nivel del mar. El humedal situado en la parte más alta de la planicie tiene muy pocas probabilidades de verse afectado por dicho fenómeno. El tercer humedal podría verse afectado por la incursión de agua salada durante las mareas máximas de primavera según las previsiones climáticas para el futuro, pero esto es incierto. La incursión de agua salada es la amenaza plausible más grave en el humedal más bajo (el primero) y el más distante (el tercero) con la amplia franja intermareal. Estos dos sitios pueden ser interpretados como una sola localidad si los dos están amenazados por la misma elevación regional del nivel del mar. En cambio, si dicha elevación del nivel del mar puede dar resultados distintos en estos dos sitios, pueden interpretarse como dos localidades separadas. Por ejemplo, una misma elevación del nivel del mar puede inundar el primer humedal y afectar sólo esporádicamente al tercero, causando impactos distintos en ambos (pérdida total de hábitat en uno y reducción temporal de la población en el otro). Si la independencia de los resultados de la amenaza en uno y otro lugar es incierta, cabe efectuar una estimación con límites de [1-2] localidades (véase [apartado 3](#)). Hay muy pocas probabilidades de que el segundo humedal se vea afectado por la elevación del nivel

del mar; por ende, dicha elevación del nivel del mar no es la amenaza plausible más grave en este caso. Si el humedal está sometido a otras amenazas, la amenaza plausible más grave determinará el número de localidades representadas en el humedal. Por ejemplo, si todo el humedal está amenazado por una escorrentía contaminada, se lo contará como una sola localidad y el número total de localidades para la especie será [2-3]. En cambio, si el segundo humedal no está amenazado, el número de subpoblaciones del humedal puede utilizarse como sustituto, o bien el número de localidades no sería aplicable en este caso a la evaluación de la especie (es decir, no pueden cumplirse los criterios relativos al número de localidades, véase el [apartado 4.11](#)).

La especie 3 está limitada a las zonas más altas de dos cadenas montañosas separadas por una llanura de 100 km. Las dos cadenas de montañas están cubiertas en invierno por una capa de nieve que se extiende por encima de un umbral de altura (1800 m sobre el nivel del mar), pese a que las cumbres de sus montañas culminan a alturas distintas. La capa de nieve invernal incide en el éxito de la reproducción al proveer aislamiento durante los inviernos muy fríos. Se prevé que la extensión de dicha capa se reducirá de forma estocástica en los próximos 30 años. La amenaza plausible más grave es el riesgo de un año sin cobertura de nieve o con una capa muy reducida, lo que causaría un episodio de mortalidad muy elevada en la población de la especie. La posibilidad de que dicho fenómeno se produzca el mismo año en ambas cadenas montañosas es del 30% aproximadamente, en base a la correlación de la extensión mínima de nieve en años anteriores. Pese a su separación geográfica, las dos cadenas montañosas se interpretan como una sola localidad para la especie porque pueden verse afectadas por el mismo evento, es decir una capa reducida de nieve.

12.1.6 Fragmentación grave (B1, B2, C1 and C2)

Si un taxón actualmente no está severamente fragmentado (véase el [apartado 4.8](#)), no podrá utilizarse para cumplir los subcriterios de fragmentación severa (p. ej., el criterio B1a) aunque exista evidencia para inferir que pueda fragmentarse severamente debido a fenómenos climáticos futuros. Sin embargo, la fragmentación futura que se prevé puede utilizarse para inferir un declive continuo, si se cumplen determinadas condiciones. El declive continuo es un declive reciente, actual o previsto en el futuro (véase el [apartado 4.6](#)). En el caso de algunas especies, la fragmentación severa puede dar lugar a extinciones locales de subpoblaciones que habitan en fragmentos de hábitats pequeños. Si la densidad poblacional y la distribución prevista de los fragmentos justifican una predicción de aumento de las tasas de extinciones locales en un futuro cercano, esta situación se puede utilizar para inferir un declive continuo del tamaño poblacional en el futuro.

Las mismas condiciones pueden asimismo permitir inferir un declive o reducción de la población con arreglo al criterio A3 (o C1) pero ello requiere una predicción cuantitativa. Supongamos que un modelo bioclimático (véase el [apartado 12.1.12](#)) prevé que la EOO de un taxón disminuirá en un 20% en las próximas tres generaciones a causa del cambio climático. Suponiendo que la reducción de la población sea al menos igual a la reducción de la EOO (pero véase el [apartado 12.1.8](#)), esto se puede utilizar para inferir una reducción poblacional del 20%, pero por sí mismo no llega a alcanzar el umbral de la categoría VU para el criterio A3. Supongamos no obstante que un modelo de dinámica poblacional prevé que las poblaciones inferiores a cierto tamaño corren un riesgo de extinción del 50%. Si el modelo bioclimático también prevé que el 40% de la población se hallará en fragmentos que albergan poblaciones del tamaño en cuestión o inferiores, podemos inferir que la población sufrirá una disminución adicional del 20% a causa de un aumento de la extinción local de las poblaciones más pequeñas. Combinado con la reducción del 20% debida a la contracción del área de distribución, este

resultado se puede utilizar para inferir una reducción poblacional total del 40%, clasificando a la especie en VU A3.

12.1.7 Fluctuaciones extremas (B1, B2, C1 and C2)

Numerosos modelos climáticos prevén un aumento en la frecuencia de eventos meteorológicos extremos (sequías, olas de calor, etc.), lo que puede incrementar a su vez las fluctuaciones poblacionales extremas (véase el [apartado 4.7](#)). Si un taxón no experimenta actualmente fluctuaciones extremas, pero se prevé que lo hará en un futuro a raíz del cambio climático, dicha predicción no puede utilizarse para cumplir con los subcriterios relativos a las fluctuaciones extremas (por ej. B1c). No obstante, un aumento previsto de las fluctuaciones poblacionales en el futuro puede utilizarse para inferir un declive continuo, si se cumplen ciertas condiciones. El declive continuo es un declive reciente, actual o previsto en el futuro (véase el [apartado 4.6](#)). Las fluctuaciones extremas pueden causar, en determinadas especies, un aumento en las extinciones locales de subpoblaciones (sobre todo si se asocian a una fragmentación grave; véanse párrafos anteriores). Si el tamaño poblacional y el aumento previsto de las fluctuaciones justifican una predicción de aumento de las tasas de extinciones locales en un futuro cercano, esta situación se puede utilizar para inferir un declive continuo del tamaño poblacional en el futuro.

Una previsión de fluctuaciones extremas en el futuro puede asimismo contribuir a una clasificación en la categoría VU D2 si las extinciones locales previstas pueden hacer que se cumplan los criterios para la categoría CR en un plazo de tiempo muy breve (véase más arriba).

12.1.8 Inferencia de reducción poblacional y disminución continua (A3, A4, B1, B2, C2)

Los criterios A3 y A4 pueden aplicarse en el caso de que una reducción poblacional de una magnitud determinada pueda inferirse a partir de evidencia pertinente. A menos que existan modelos cuantitativos que permitan hacer proyecciones de tamaños de hábitat o de población adecuados bajo fenómenos climáticos futuros, el fundamento de la evidencia será indirecto o circunstancial (apartado 3.1). Por ejemplo, si existe evidencia de una sólida relación entre la temperatura y la supervivencia o entre la temperatura y el éxito reproductivo, y existen proyecciones de temperaturas futuras que sugieren que se elevarán lo suficientemente rápido como para reducir el número de individuos maduros en al menos el 30% en los próximos diez años o en tres generaciones (el período más largo de los dos), esta información podrá utilizarse para aplicar el criterio A3. Pueden utilizarse inferencias similares para inferir la dirección de las tendencias en el número de individuos maduros, lo que también puede utilizarse para inferior disminuciones continuas con arreglo a los criterios B1, B2 y C2.

12.1.9 Inferencia de reducciones a partir de modelos bioclimáticos (A3, A4)

Los modelos de envoltura bioclimática (o modelos bioclimáticos) se utilizan a menudo para predecir cambios en el área de distribución de un taxón en base a variables climáticas. Tales modelos también se conocen como modelos de distribución de especies (SDM) o modelos de nicho ecológico (ENM) que utilizan las variables climáticas como variables de predicción (véase el [apartado 12.1.12](#) para mayores informaciones acerca de la elaboración de dichos modelos). Los modelos de envoltura bioclimática dan como resultado una serie de mapas de adecuación del hábitat. Para inferir la reducción poblacional a partir de estos mapas (a fin de utilizarla con los criterios A3 o A4), se debe calcular el tamaño poblacional estimado a partir del mapa actual y a partir del mapa que corresponde al momento futuro que representa la duración de tres generaciones. Si no se dispone de datos climáticos para el año que corresponde a dicho plazo de tres generaciones en el futuro, se deben crear por interpolación a partir de las capas disponibles.

Aun si se conoce el tamaño poblacional actual del taxón, se debe utilizar el mismo método de estimación tanto para el mapa “actual” como para el “futuro”, porque la cantidad buscada es el cambio proporcional en el tamaño poblacional, y si se utiliza el mismo método se pueden eliminar algunos de los efectos de las hipótesis que se usaron para convertir la adecuación del hábitat en tamaño poblacional.

La relación entre reducción poblacional y pérdida de hábitat no es siempre lineal (véase el [apartado 5.8](#)). No obstante, en ausencia de datos más específicos, es una hipótesis admisible. Con esta hipótesis, para convertir la adecuación del hábitat en tamaño poblacional se deberán sumar todos los valores de adecuación del hábitat de cada mapa, y calcular el cambio proporcional a lo largo de tres generaciones. Una corrección importante a este cálculo es utilizar un valor de umbral de idoneidad de hábitat, para excluir del cálculo de la reducción proporcional cualquier área que probablemente no sea capaz de soportar a una población debido a su baja idoneidad. Se deberá efectuar otra corrección, que consiste en excluir las parcelas demasiado pequeñas para albergar una subpoblación viable (a causa de la estocasticidad demográfica o efectos de Allee), y aquellas demasiado aisladas para ser colonizadas por dispersores de las parcelas ocupadas. Conviene señalar que estas correcciones requieren datos específicos a las especies, y deben efectuarse de forma separada para cada taxón.

Si se trata de especies con una capacidad de dispersión limitada, es importante examinar la superposición entre mapas de hábitat sucesivos, proyectados a intervalos de una generación. El grado de superposición entre cada par sucesivo de mapas de hábitat determina la relación entre la pérdida de hábitat y la reducción poblacional. Si la superposición es mínima, la reducción poblacional puede resultar mayor que la pérdida de hábitat prevista.

Otros tipos de análisis correlativos de tamaño o densidad poblacionales como una función de factores medioambientales también pueden utilizarse para inferir reducciones poblacionales. Por ejemplo, la evaluación de 2015 del Oso Polar (*Ursus maritimus*) utilizó relaciones estadísticas entre el hielo marino y el tamaño poblacional, combinadas con la disminución futura proyectada del hielo marino, para calcular el rango de cantidades plausibles en la reducción de la población en las tres generaciones futuras (Wiig *et al.* 2015).

Los cambios previstos en el hábitat pueden asimismo utilizarse para inferir un declive continuo de la calidad del hábitat (por ej., criterio B1b(iii)).

12.1.10 Inferencia de reducciones a partir de cambios demográficos

Tal como se señala en el apartado 12.1.3, el cambio climático puede dar lugar a reducciones poblacionales o declives continuos a través de diversos mecanismos demográficos. La comprensión de dichos mecanismos puede ayudar a proyectar la dirección y la tasa de la respuesta poblacional. Las herramientas que se utilizan para fundamentar estas proyecciones dependerán del mecanismo de respuesta. En este apartado se revisan brevemente los mecanismos principales, se alerta a los evaluadores sobre los medios de inferencia adecuados y se sugieren herramientas idóneas para fundamentar las proyecciones.

Algunos mecanismos se basan en una relación ecofisiológica directa entre una variable climática y una o varias tasas vitales de la población. Por ejemplo, en algunos taxones existen relaciones cuantificadas entre variables de fecundidad y temperatura particular cuyas proyecciones pueden derivarse de los resultados de los Modelos de Circulación Global (p. ej., Kearney and Porter 2009). Otras tasas vitales como la supervivencia, el crecimiento y la dispersión también pueden

resultar afectadas. Se pueden crear diversos escenarios plausibles a partir de la incertidumbre tanto en la respuesta de la especie como en la proyección climática a fin de estimar límites plausibles de reducción poblacional. Este método de proyección normalmente implicará algunas hipótesis sobre tasas de adaptación a nuevas condiciones medioambientales (Hoffmann and Sgrò 2011). En algunos casos, es posible que existan datos suficientes para utilizar modelos demográficos para este fin.

Algunos mecanismos implican una relación entre tasa de calcificación y acidez oceánica para organismos con partes corporales calcificadas (p. ej., corales, moluscos) (Orr *et al.* 2005). Por lo tanto, las proyecciones de la acidificación de los océanos (con la representación de la incertidumbre en las tendencias) debería permitir inferencias sobre disminuciones continuas (criterios B y C) y proyecciones de reducción poblacional durante períodos de tiempo requeridos (criterio A). De nuevo, esto debería basarse en hipótesis defendibles sobre las tasas de adaptación y debería generar estimaciones limitadas para representar la incertidumbre en las proyecciones.

Una amplia variedad de taxones tiene procesos de historia vital y tasas vitales que responden a esquemas de incendios, inundaciones o tormentas y, por tanto, pueden sufrir reducciones poblacionales en función de cómo los esquemas de las perturbaciones respondan al cambio climático. Se pueden generar proyecciones de índices de cambio en la frecuencia, la intensidad y la temporada de dichos fenómenos perturbadores a partir de Modelos de Circulación Global (Milly *et al.* 2002; Clarke *et al.* 2012; Zhao *et al.* 2015). Dichas proyecciones, en combinación con modelos de respuestas de especie frente a las perturbaciones deberían apoyar las inferencias sobre las disminuciones continuas y las estimaciones limitadas de reducción poblacional durante períodos de tiempo requeridos. Los cambios en la frecuencia de las olas de calor y otros fenómenos meteorológicos extremos podrían tratarse de forma similar cuando son los principales causantes de las disminuciones.

Un cuarto mecanismo de respuesta al cambio climático implica cambios en las interacciones de las especies. Estos son difíciles de predecir, aunque con frecuencia puede ser plausible proyectar la dirección del cambio, como base para inferir disminuciones continuas, en el caso de los mecanismos se hayan comprendido razonablemente bien. Entre los ejemplos se incluyen cambios de población de una especie específica inferidos a partir de incrementos proyectados en el área de solapamiento espacial entre el hábitat del taxón específico con los de los vectores de sus competidores, depredadores o enfermedades. Otro ejemplo implica disminuciones continuas inferidas a partir del desacoplamiento fenológico de interacciones mutualistas o en materia de facilitación, o, al contrario, cambios fenológicos que dan lugar a una mayor exposición a competidores, depredadores o enfermedades.

Para muchas de estas estimaciones, pueden derivarse estimaciones cuantitativas de reducción poblacional mediante modelos poblacionales estocásticos (p. ej., Akçakaya *et al.* 2004). La parametrización de estos modelos puede ajustarse para reflejar las tendencias proyectadas en tasas vitales según varios escenarios climáticos futuros basados en Modelos de Circulación Global específicos de región (véase el apartado 12.1.12 para consultar las directrices sobre su selección). Todas las aplicaciones de estos modelos deben justificar la configuración de los parámetros y la selección de escenarios utilizados en la proyección. Avances recientes permiten acoplar modelos demográficos estocásticos para modelos de distribución de especies proyectados para producir una serie temporal de mapas de idoneidad de hábitats con arreglo a escenarios climáticos futuros (Keith *et al.* 2008). Se están elaborando enfoques de modelización alternativos para lograr metas similares (p. ej., Cabral *et al.* 2013). Estos no solo permiten

realizar proyecciones de reducciones poblacionales futuras para la evaluación de los criterios A3 y A4, sino que también pueden producir estimaciones de riesgo de extinción durante períodos de tiempo requeridos para evaluación con arreglo al criterio E (véase el apartado 12.1.11).

12.1.11 Estimación cuantitativa del riesgo de extinción con modelos de hábitat y población acoplados (E)

Teniendo en cuenta su horizonte temporal de 100 años para la categoría VU (independientemente de la duración generacional), el criterio E puede utilizarse para inscribir en la Lista Roja especies que tienen duraciones generacionales breves y que, según se prevé, serán amenazadas por el cambio climático. No obstante, las dificultades generales de utilización del criterio E (véase el [apartado 9](#)) se acrecientan cuando la amenaza principal es el cambio climático, porque será preciso tomar en cuenta múltiples tipos de cambios estocásticos y deterministas en el entorno, demografía y hábitat del taxón que son causados o exacerbados por el cambio climático.

Cuando se dispone de datos adecuados para elaborar tanto modelos bioclimáticos (véase el [apartado 12.1.12](#)) como poblacionales (véase el [apartado 9](#)), se pueden utilizar, para estimar los riesgos de extinción, nuevos enfoques que vinculan los resultados de los modelos de circulación general (MCG, o modelos climáticos) con modelos de hábitat de las especies y modelos metapoblacionales (Keith *et al.* 2008, Anderson *et al.* 2009, Brook *et al.* 2009, Cabral *et al.* 2013). Las conclusiones preliminares de dichos estudios han mostrado que los riesgos de extinción considerados en relación con el cambio climático están sometidos a una compleja red de dependencias entre el ciclo biológico de las especies, los patrones de distribución y los procesos a nivel del paisaje (Keith *et al.* 2008).

Al predecir la vulnerabilidad de las especies al cambio climático, no se deben ignorar otras amenazas que pueden interactuar con los efectos del cambio climático o suplantarlos. Los enfoques centrados exclusivamente en el cambio climático pueden redundar en una subestimación de los riesgos de extinción (Brook *et al.* 2009).

12.1.12 Utilización de modelos bioclimáticos

Algunas de las indicaciones de los capítulos que anteceden se refieren a variables que pueden calcularse a partir de resultados de modelos de envoltura bioclimática (o modelos bioclimáticos). Esos modelos también se conocen como modelos de distribución de especies (SDM) o modelos de nicho ecológico (ENM) que utilizan variables climáticas como variables de predicción. En este apartado se resumirán orientaciones metodológicas sobre el uso de estos modelos a los efectos de las evaluaciones de la Lista Roja. Cabe destacar que no es indispensable usar estos modelos para todas las evaluaciones de especies amenazadas por el cambio climático. Se podrán quizá incluir en futuras versiones de este documento orientaciones para otros tipos de modelización predictiva (como los modelos ecofisiológicos) que pueden resultar útiles para las evaluaciones de la Lista Roja.

Los modelos de envoltura bioclimática se han aplicado ampliamente para explorar los efectos potenciales del cambio climático sobre la distribución de las especies (para mayores comentarios sobre este aspecto véanse: Guisan y Zimmerman 2000, Guisan y Thuiller 2005, Heikkinen *et al.* 2006, Franklin 2010, Peterson *et al.* 2011; para una introducción práctica véase Pearson 2007). Estos modelos utilizan comúnmente asociaciones entre variables ambientales y datos sobre la presencia conocida de especies para identificar las condiciones climáticas que permiten la supervivencia de las poblaciones. Puede entonces estimarse la distribución espacial adecuada

para las especies en el futuro en base a diversos escenarios climáticos. Las ventajas y desventajas de este enfoque de modelización han sido ampliamente debatidas en la literatura, y, dadas sus múltiples incertidumbres, se deben interpretar con sumo cuidado los resultados del modelo (Pearson y Dawson 2003, Hampe 2004, Araújo y Guisan 2006, Thuiller *et al.* 2008).

Los modelos de envoltura bioclimática pueden proporcionar información útil para la inclusión en la Lista Roja, al identificar especies que son más o menos propensas a perder parte de su área climática adecuada en el futuro, y al estimar el grado de solapamiento de las futuras distribuciones potenciales con las distribuciones que actualmente se observan. Las presentes directrices al respecto están ideadas como una lista de cuestiones metodológicas que deben considerarse cuidadosamente al aplicar estos modelos a los efectos de la Lista Roja y teniendo en cuenta el cambio climático. Es importante que las metodologías estén bien justificadas en el contexto de cualquier estudio, así como con respecto a la biología del taxón evaluado. Las evaluaciones que se basan en modelos bioclimáticos serán examinadas por la Subcomisión de Estándares y Peticiones; por consiguiente, se deben proporcionar explicaciones y justificaciones con un nivel de detalle suficiente para que la Subcomisión pueda determinar si el modelo se atiene a estas directrices.

Los resultados de los modelos de envoltura bioclimática pueden utilizarse de diversas maneras para ayudar a evaluar a las especies con arreglo a las Categorías y Criterios de la Lista Roja. Por ejemplo, pueden usarse para inferir la reducción poblacional con arreglo al criterio A3 y el declive continuo (véase el [apartado 12.1.9](#)), para vincular criterios bioclimáticos y demográficos según el criterio E ([apartado 12.1.11](#)), para inferir un declive continuo a partir de aumentos previstos en la fragmentación (véase el [apartado 12.1.6](#)), y para proyectar amenazas plausibles con miras a su uso según el criterio D2 (véase el [apartado 12.1.4](#)). Pese a que la interpretación de los resultados de estos modelos para evaluaciones de la Lista Roja se basa en una serie de hipótesis, ofrecen soluciones posibles para incorporar los efectos del cambio climático a largo plazo. Se están desarrollando actualmente una serie de métodos alternativos de modelización para explorar la relación entre el cambio climático y el peligro que corren las especies (véase el [apartado 12.1.11](#)). Estos métodos permitirán elaborar directrices más completas para evaluar el riesgo de extinción debido al cambio climático.

Calidad de los datos relativos a la presencia de las especies

Los modelos de envoltura bioclimática se basan en datos de presencia observada para caracterizar los límites de tolerancia de las especies a los predictores del clima; por ende, es esencial que dichos datos sean de buena calidad. Debe haber un alto nivel de confianza en la exactitud de la georreferenciación y en las identificaciones de los datos de presencia de las especies. Es importante que la georreferenciación de los datos de presencia sea exacta en un grado relevante para la resolución de las variables ambientales (por ejemplo, la precisión debe ser de unas pocas decenas de metros si la resolución de análisis es de 1 km²). Idealmente, los datos de presencia deben estar asociados a especímenes de referencia y/o deben haber sido identificados por expertos en el grupo taxonómico concernido. Los datos extraídos de bases de datos descentralizadas (GBIF, HerpNET, etc.) deben ser cuidadosamente verificados para comprobar su exactitud, cobertura e intensidad de muestreo antes de su uso.

Selección de variables de predicción ambiental

Las variables predictivas deben ser cuidadosamente seleccionadas. Es importante seleccionar variables que, según se prevé, ejercerán una influencia directa sobre la distribución de las especies (por ej. temperatura mínima del mes más frío, temperatura máxima del mes más cálido,

lluvias en primavera) a través de conocidos mecanismos ecofisiológicos; es igualmente preciso evitar las variables indirectas (altitud, heterogeneidad topográfica) (véase por ej. Guisan y Zimermann 2000). Variables como la elevación, la latitud o la longitud pueden servir como indicadores útiles de condiciones climáticas actuales, aunque pueden dificultar la precisión de las predicciones futuras, ya que las relaciones entre estas y las variables climáticas pueden cambiar en el futuro. En particular, la inclusión de la elevación en el modelo seguramente se traduzca en la subestimación de los efectos proyectados del cambio climático futuro. Existen a menudo diversas variables posibles para modelizar la distribución de una especie, pero tienden a estar en correlación. Si es el caso, resulta a menudo aconsejable examinar la correlación entre ellas y seleccionar un número menor de variables no correlacionadas (para evitar problemas de colinealidad; Araújo y Guisan 2006). Un método posible es el uso del análisis de componentes principales (ACP) para identificar un pequeño número de ejes importantes y luego seleccionar un subconjunto de variables ecológicamente significativas para cada uno de los ejes principales. El número de variables predictivas no debe exceder el número de observaciones utilizadas de presencia de especies. Por regla general, se debe utilizar una variable predictiva por cada cinco observaciones. Algunos métodos (por ej. Maxent, Phillips *et al.* 2006; árboles de regresión potenciados, Elith *et al.* 2008)) seleccionan automáticamente un pequeño número de variables; en este caso, la regla anterior no se aplica. Un número limitado de variables también tiene la ventaja de evitar un sobreajuste de los modelos, lo que acrecienta la generalidad.

Máscaras relativas al uso de las tierras

Además de las variables de predicción climática, el uso actual y futuro de las tierras constituye también una limitación a la distribución de las especies. Este factor reviste particular importancia en el caso de especies cuya envoltura bioclimática cambiará en el futuro, según se prevé, pasando a paisajes dominados por la presencia humana. Las evaluaciones basadas exclusivamente en datos climáticos tienden a sobrestimar las áreas previstas de hábitat adecuado, porque aun si el clima es favorable, el uso de las tierras a veces no lo es (Pearson *et al.* 2004). Se puede utilizar como máscara un mapa de uso de las tierras para excluir las zonas inadecuadas del hábitat actual y proyectado para el futuro. Sin embargo, si es probable la interacción entre las variables climáticas y del uso de las tierras, estas últimas deberían incluirse en el modelo junto con las variables climáticas, en lugar de utilizarse como una máscara (Stanton *et al.* 2012).

Selección de una resolución especial apropiada

Se han incorporado en los modelos bioclimáticos datos de resolución variable, que van desde celdas de 1 ha en Suiza (Randin *et al.* 2009), hasta celdas de 2 grados de latitud y longitud a escala global. Comúnmente hay que operar una compensación entre la extensión geográfica del área de estudio y la resolución de los datos: los estudios que abarcan áreas muy extensas utilizan por lo general datos a una resolución más gruesa que los estudios de alcance más reducido. De manera similar, a menudo es necesario utilizar datos de resolución más fina al modelizar la envoltura bioclimática de especies con un área de distribución restringida, mientras que las especies que tienen áreas de distribución más extensas pueden ser modelizadas usando datos con una resolución más gruesa. Además, cuando se modelizan especies en regiones de baja heterogeneidad espacial (por ejemplo, planicies), una resolución más gruesa de los datos es menos problemática que si los modelos se utilizan en zonas de alta heterogeneidad (por ejemplo, relieves accidentados). No se debe tampoco olvidar, sin embargo, que los análisis de resolución más gruesa no siempre dan cuenta de microclimas que pueden ser importantes para la supervivencia de una especie (Pearson *et al.* 2006, Trivedi *et al.* 2008, Randin *et al.* 2009).

Selección de los modelos

Hay numerosas técnicas de modelización, y se ha demostrado que el acuerdo entre las distribuciones previstas y las observadas es a menudo superior si se utilizan modelos que permiten curvas de respuesta complejas (por ej. Elith *et al.* 2006). Actualmente hay un debate acerca de la mayor o menor adecuación de modelos complejos a la modelización de las áreas de distribución de especies en condiciones de cambio climático (Araújo y Rahbek 2006), por lo que resulta difícil en este momento dar indicaciones inequívocas acerca de la selección de las técnicas de modelización. No obstante, es importante que las evaluaciones de los cambios en el área de distribución de las especies se basen en metodologías bien consolidadas, utilizadas y verificadas por varios grupos de investigación independientes.

Evaluación de la solidez de las previsiones derivadas de los modelos

Los estudios han demostrado que las proyecciones a partir de modelos alternativos son variables hasta el punto de no poder evaluarse con certeza la expansión o la contracción potencial del área de distribución de una especie en el marco de un escenario climático dado (por ej., Araújo *et al.* 2005, Araújo *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2006). Las evaluaciones de las tendencias temporales de extensión de la distribución potencial de una especie deberían por lo tanto incluir una evaluación de la solidez de las proyecciones comparando los resultados de una variedad de técnicas de modelización bioclimática. Sugerimos que se comparen al menos tres técnicas de modelización, lo más diferentes posible por lo que hace al vínculo que establecen entre la respuesta y las variables de predicción (por ej., el modelo aditivo generalizado – GAM – y el modelo lineal generalizado – GLM – son conceptualmente semejantes y tienden a dar resultados similares). Se pueden emplear diversas estrategias si los modelos prevén tendencias incongruentes. Una de ellas consiste en investigar las causas de la discrepancia. Para ello, se estudian las curvas de respuesta de la especie obtenidas con cada uno de los métodos, se determina si existe algún error manifiesto, y luego se seleccionan las proyecciones mediante el método que da resultados más razonables. Este enfoque es útil para las especies cuya ecología es bien conocida, para las que se puede recurrir al criterio de expertos y sus opiniones se pueden cotejar con los resultados de los modelos. El inconveniente estriba en que involucra juicios subjetivos cuyos resultados no son siempre repetibles. Otra estrategia consiste en hacer conjuntos de previsiones utilizando una serie de métodos establecidos y luego combinar las proyecciones de cada modelo a través de métodos consensuados (véase a este respecto Araújo y New 2007). En este caso, la desventaja consiste en que no se utilizan conocimientos ecológicos potencialmente significativos.

Fondo/pseudo-ausencia en los datos de distribución de las especies

Los datos de distribución de las especies pueden indicar únicamente la presencia (datos sobre las localidades donde se observó a la especie) o la presencia – ausencia (datos sobre la presencia y ausencia de la especie en localidades muestreadas). Se han elaborado métodos de modelización para abordar cada caso. Algunos enfoques que utilizan datos de presencia únicamente utilizan también datos relativos al “fondo” (por ej. Maxent, Phillips *et al.* 2006) o a la “pseudo-ausencia” (por ej., Elith *et al.* 2006). En estos casos, los resultados de los modelos son sensibles a la extensión de la región estudiada, donde se recolectaron las muestras de fondo o pseudo-ausencia. Por ende, es importante seleccionar adecuadamente la región de estudio. Por regla general, no deben seleccionarse datos de fondo y pseudo-ausencia en áreas donde la especie está ausente por motivos no climáticos, como limitaciones a su dispersión o competencia interespecífica, porque dichos datos darán un resultado falso-negativo que conducirá a una caracterización errónea de los requerimientos climáticos de la especie (Anderson y Raza 2010). La selección de la extensión de la región a estudiar deberá pues, en toda la medida de lo posible,

tomar en cuenta factores que incluyan la capacidad de dispersión de la especie y la distribución de los competidores.

Incluir la totalidad del área de distribución de las especies y evitar la extrapolación de modelos

Es preciso incluir datos de presencia de la totalidad del área de distribución de las especies para evitar truncar artificialmente las curvas de respuesta al modelizar el nicho de la especie (Elith y Graham 2009, Thuiller *et al.* 2004). Por ejemplo, los modelos basados en datos de un solo país dentro del área de distribución multinacional de una especie serán por lo general inaceptables. Puede suceder que las curvas de respuesta se puedan caracterizar adecuadamente utilizando parte del área de distribución, siempre y cuando las localidades excluidas no representen partes del nicho que están representadas por otros datos de presencia, pero estos casos deben estar bien justificados. Es preciso operar con precaución al extrapolar resultados de modelos para escenarios climáticos futuros (es decir, extrapolar en el espacio ambiental más allá del rango de datos utilizado para construir el modelo; Pearson *et al.* 2006). Debe evitarse la extrapolación en la medida de lo posible (por ej. Pearson *et al.* 2002), o bien el comportamiento del modelo (es decir, la forma de las curvas de respuesta al extrapolar) debe ser bien conocido y estar justificado.

Prueba de los modelos

Comprobar los resultados de los modelos representa una etapa importante de todo ejercicio de modelización. Se han utilizado numerosas pruebas para evaluar el desempeño de los modelos de envoltura bioclimática (por ej. AUC, Kappa, TSS; Fielding y Bell 1997), pero cabe destacar que dichas pruebas siguen siendo problemáticas por tres motivos como mínimo. En primer lugar, los modelos tienen por objeto predecir la distribución de climas potencialmente adecuados, pero no hay datos disponibles que permitan comprobarlo (el uso de datos de ausencia de las especies es insatisfactorio, porque las predicciones de “presencia” en áreas climáticamente adecuadas, pero no ocupadas por motivos no climáticos se clasificarán como “errores” del modelo) (Peterson *et al.* 2011). En segundo lugar, se sobrestima por lo general el desempeño de los modelos porque los datos utilizados por los estudios para formar a los modelos no son independientes de los datos que usan para las pruebas (Araújo *et al.* 2005). Por último, se prevén eventos que no han ocurrido aún, por ende, los ejercicios de prueba de los modelos deben centrarse en el examen de su coherencia interna y no de su exactitud predictiva (Araújo y Guisan 2006). Por consiguiente, pese a que los métodos estandarizados de prueba constituyen una parte importante de la construcción de los modelos, cabe señalar que la capacidad predictiva de los modelos bioclimáticos en condiciones de cambio climático queda por comprobar.

Utilizar parámetros adecuados para medir los cambios en el área de distribución de las especies

Los modelos bioclimáticos pueden resultar útiles para evaluar las tendencias relativas a la existencia de condiciones climáticas favorables para las especies. Dos medidas pueden ser útiles con este fin: una combina las probabilidades o índices de adecuación extraídos de los modelos, y la otra mide el área potencial ocupada por la especie una vez que se han convertido las probabilidades (o índices de adecuación) en estimaciones de presencia y ausencia. Para efectuar esta conversión, se deben utilizar umbrales (véanse por ejemplo Liu *et al.* 2005). Por ejemplo, utilizar el umbral de presencia más bajo (Pearson *et al.* 2007) se puede justificar cuando hay pocos datos de presencia, pero cuando hay una gran cantidad de datos de presencia - ausencia, puede resultar más útil equilibrar la sensibilidad y la especificidad. Se examinará la sensibilidad de las conclusiones a la selección de métodos alternativos de definición de umbrales. Cabe señalar, no obstante, que las medidas del cambio de la adecuación climática que son relevantes

para la Lista Roja son medidas relativas (cambio proporcional en el tiempo) y éstas no son, en principio, muy sensibles a los diferentes métodos de definición de los umbrales. No se deben utilizar superficies absolutas (del área de distribución o del hábitat potencial) al evaluar el riesgo de extinción de las especies en relación con el cambio climático, porque las estimaciones de la variación de los modelos bioclimáticos son muy sensibles a los umbrales utilizados. Cabe destacar que se pueden también utilizar umbrales al convertir la adecuación del hábitat en tamaño poblacional (véase [apartado 12.1.9](#)).

Escenarios futuros de emisión

Los modelos climáticos se basan en escenarios socioeconómicos. Cada uno de ellos formula hipótesis diferentes acerca de las futuras emisiones de gases de efecto invernadero, el uso de las tierras y otros motores del cambio climático. Las hipótesis relativas a la futura evolución económica y tecnológica se integran en familias de “argumentos” o “guiones”, cada una de las cuales describe vías alternativas para el futuro, puesto que no existen bases teóricas para la previsión socioeconómica a largo plazo. En el Quinto Informe de Evaluación del IPCC (AR5) se proyectaban cambios en el sistema climático mediante una serie de escenarios llamados Caminos de Concentración Representativa (RCP). Para dar cuenta de la incertidumbre de las predicciones relativas al futuro cambio climático, los estudios deberían explorar una gama de escenarios posibles del cambio climático (p. ej., los escenarios RCP8.5 y RCP4.5 en el IPCC 2013), cuanto más amplia mejor. El conjunto de escenarios seleccionados debería ser justificado. Además, a medida que los escenarios de emisión son revisados en el futuro, las evaluaciones de la Lista Roja basadas en ellos deberían asimismo ser reexaminadas.

13. Referencias

- Akçakaya, H.R. 2000. Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecological Bulletins* 48: 23–38.
- Akçakaya, H.R. 2002. Estimating the variance of survival rates and fecundities. *Animal Conservation* 5: 333-336.
- Akçakaya, H.R. and Raphael, M.G. 1998. Assessing human impact despite uncertainty: viability of the northern spotted owl metapopulation in the northwestern USA. *Biodiversity and Conservation* 7: 875-894.
- Akçakaya H.R. and Sjögren-Gulve, P. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48: 9–21.
- Akçakaya, H.R., Ferson, S., Burgman, M.A., Keith, D.A., Mace, G.M. and Todd, C.A. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14: 1001-1013.
- Akçakaya, H.R., Burgman, M.A., Kindvall, O., Wood, C.C., Sjögren-Gulve, P., Hatfield, J.S. and McCarthy, M.A. 2004. ‘*Species Conservation and Management: case studies.*’ Oxford University Press, Oxford.
- Akçakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Mace, G.M., Stuart, S.N. and Hilton-Taylor, C. 2006. Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. *Global Change Biology* 12: 2037-2043.
- Anderson, B., Akçakaya, H.R., Araújo, M., Fordham, D., Martinez-Meyer, E., Thuiller, W. and Brook, B.W. 2009. Dynamics of range margins for metapopulations under climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 1415-1420.

- Anderson, R.P. and Raza, A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 37: 1378-1393.
- Araújo, M.B. and Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Araújo, M.B. and New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42-47.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. and Erhard, M. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11: 1504-1513.
- Araújo, M.B., Whittaker, R.J., Ladle, R.J. and Erhard, M. 2005. Reducing uncertainty in extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14: 529-538.
- BirdLife International. 2004. Threatened birds of the world 2004. CD-ROM. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506
- Brook, B.W., Akçakaya, H.R., Keith, D.A., Mace, G.M., Pearson, R.G. and Araújo, M.B. 2009. Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change. *Biology Letters* 5: 723-725.
- Brook, B.W., O'Grady, J.J., Chapman, A.P., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R. and Frankham, R. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385-387.
- Burgman, M.A. and Fox, J.C. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation* 6: 19-28.
- Burgman, M.A., Keith, D.A. and Walshe, T.V. 1999. Uncertainty in comparative risk analysis of threatened Australian plant species. *Risk Analysis* 19: 585-598.
- Burgman, M.A., Ferson, S. and Akçakaya, H.R. 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. Chapman and Hall, London.
- Bustamante, M.R. 2002. Monitoreos de poblaciones de anuros en los Andes de Ecuador, con énfasis en el estudio poblacional de las especies del Bosque protector Cashca Totoras (Provincia Bolívar). Tesis de Licenciatura, Pontificia Universidad católica del Ecuador.
- Butchart, S.H.M. and Bird, J. 2009. Data Deficient birds on the IUCN Red List: what don't we know and why does it matter? *Biological Conservation* 143: 239-247.
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J. and Brooks, T.M. 2006. Going or gone: defining 'Possibly Extinct' species to give a truer picture of recent extinctions. *Bulletin of the British Ornithologists Club* 126A: 7-24.
- Cabral, J.S., Jeltsch, F., Thuiller, W., Higgins, S., Midgley, G.F., Rebelo, A.G., Rouget, M. and Schurr, F.M. 2013. Impacts of past habitat loss and future climate change on the range dynamics of South African Proteaceae. *Diversity and Distributions* 19: 363-376.
- Cardoso, P., Borges, P.A., Triantis, K.A., Ferrández, M.A. and Martín, J.L. 2011. Adapting the IUCN red list criteria for invertebrates. *Biological Conservation* 144: 2432-2440.
- Clarke, H., Lucas C. and Smith, P. 2012. Changes in Australian fire weather between 1973 and 2010. *International Journal of Climatology*, DOI: 10.1002/joc.3480.
- Coleman, F.C., Koenig, C.C. and Collins, L.A. 1996. Reproductive styles of shallow-water groupers (Pisces: Serranidae) in the eastern Gulf of Mexico and the consequences of fishing spawning aggregations. *Environmental Biology of Fishes* 47: 129-141.
- Collar, N.J. 1998. Extinction by assumption; or, the Romeo Error on Cebu. *Oryx* 32: 239-244.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P. and

- Akçakaya, H.R. 2016. Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters* 12:20150843.
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. and Wotton, B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience* 51(9): 723-734.
- Dennis, B., Munholland, P.L. and Scott, J.M. 1991. Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. *Ecological Monographs* 61: 115-143.
- Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C. and Martin, P.R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS* 105(18): 6668-6672.
- Dutson, G.C.L., Magsalay, P.M. and Timmins, R.J. 1993. The rediscovery of the Cebu Flowerpecker *Dicaeum quadricolor*, with notes on other forest birds on Cebu, Philippines. *Bird Conservation International* 3: 235-243.
- Elith, J. and Graham, C.H. 2009. Do they / How do they / WHY do they differ? - on finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
- Elith, J., Graham, C. and the NCEAS species distribution modeling group. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Elith, J., Leathwick, J.R. and Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802-813.
- Ferson, S., Root, W. and Kuhn, R. 1998. *RAMAS Risk Calc: Risk Assessment with Uncertain Numbers*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Foden, W.B., Butchart, S.H.M., Stuart, S.N., Vié, J.-C., Akçakaya, H.R., Angulo, A., DeVantier, L.M., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., Donner, S.D., Katariya, V., Bernard, R., Holland, R.A., Hughes, A.F., O'Hanlon, S.E., Garnett, S.T., Şekercioglu, Ç.H. and Mace, G.M. 2013. Identifying the world's most climate change vulnerable species: a systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PLoS ONE* 8(6): e65427. doi:10.1371/journal.pone.0065427.
- Franklin, J. 2010. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, UK.
- Gärdenfors, U. 2000. Population viability analysis in the classification of threatened species: problems and potentials. *Ecological Bulletins* 48: 181-190.
- Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M. and Rodríguez, J.P. 2001. The application of IUCN Red List Criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15: 1206-1212.
- Gaston, K.J. 1996. The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship. *Oikos* 76: 211-220.
- Gilman, S.E., Urban, M.C., Tewksbury, J., Gilchrist, G.W., and Holt, R.D. 2010. A framework for community interactions under climate change. *Trends in Ecology and Evolution* 25(6): 325-331.
- Goodman, S.M., Pidgeon, M., Hawkins, A.F.A. and Schulenberg, T.S. 1997. *The Birds of Southeastern Madagascar*. Field Museum of Natural History, Chicago, IL (Fieldiana Zoology New Series 87). Available at <http://www.biodiversitylibrary.org/item/21490>.
- Gould, W.R. and Nichols, J.D. 1998. Estimation of temporal variability of survival in animal populations. *Ecology* 79: 2531-2538.
- Guisan, A. and Zimmerman, N. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Guisan, A. and Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.

- Hallingbäck, T., Hodgetts, N., Raeymaekers, G., Schumacker, R., Sérgio, C., Söderström, L., Stewart, N. and Váða, J. 2000. Guidelines for Application of the 1994 IUCN Red List Categories of Threats to Bryophytes. Appendix 1 in: T. Hallingbäck and N. Hodgetts (compilers) *Mosses, Liverworts, and Hornworts. Status survey and Conservation Action Plan for Bryophytes*. IUCN SSC Bryophyte Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- Hampe, A. 2004. Bioclimatic models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography* 11: 469–471.
- He, F. and Gaston, K.J. 2000. Estimating species abundance from occurrence. *The American Naturalist* 156: 553-559.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W. and Sykes, M.T. 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* 30: 751-777.
- Hobday, A.J., Tenger, M.J. and Hakker, P.L. 2001. Over-exploitation of a broadcast spawning marine invertebrate: decline of the white abalone. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10: 493-514.
- Hoffmann, A.A. and Sgrò, C.M. 2011. Climate change and evolutionary adaptation. *Nature* 470:479-485.
- IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Downloaded from <http://ipcc.ch/report/ar5/wg1/> (14 Jan 2016).
- IUCN. 1994. *IUCN Red List Categories*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 1998. *Guidelines for Re-introductions*. Prepared by the IUCN SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 2003. *Guidelines for Application of IUCN Criteria at Regional Levels. Version 3.0*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN. 2012a. *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. Available at www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria
- IUCN. 2012b. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. Available at www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria
- Juniper, T. 2003. *Spix's Macaw: the Race to Save the World's Rarest Bird*. Fourth Estate, London.
- Kearney M. and Porter W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters* 12: 334-350.
- Keith, D.A. 1998. An evaluation and modification of World Conservation Union Red List criteria for classification of extinction risk in vascular plants. *Conservation Biology* 12: 1076-1090.
- Keith, D., Akçakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Collen, B., Dulvy, N.K., Holmes, E.E., Hutchings, J.A., Keinath, D., Schwartz, M.K., Shelton, A.O. and Waples, R.S. 2015. Temporal correlations in population trends: conservation implications from time-series analysis of diverse animal taxa. *Biological Conservation* 192: 247-257.
- Keith, D., McCarthy, M.A., Regan, H., Regan, T., Bowles, C., Drill, C., Craig, C., Pellow, B., Burgman, M.A., Master, L.L., Ruckelshaus, M., Mackenzie, B., Andelman, S.J. and Wade, P.R. 2004. Protocols for listing threatened species can forecast extinction. *Ecology Letters* 7: 1101-1108.

- Keith, D.A., Akçakaya, H.R., Thuiller, W., Midgley, G.F., Pearson, R.G., Phillips, S.J., Regan, H.M., Araújo, M.B. and Rebelo, A.G. 2008. Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biology Letters* 4: 560-563.
- Keith, D.A., Mahony, M., Hines, H., Elith, J., Regan, T.J., Baumgartner, J.B., Hunter, D., Heard, G.W., Mitchell, N.J., Parris, K.M., Penman, T., Scheele, B.E.N., Simpson, C.C., Tingley, R., Tracy, C.R., West, M. and Akçakaya, H.R. 2014. Detecting extinction risk from climate change by IUCN Red List Criteria. *Conservation Biology* 28: 810-819.
- Keith, D.A., Auld, T.D., Ooi, M.K.J. and Mackenzie, B.D.E. 2000. Sensitivity analyses of decision rules in World Conservation Union (IUCN) Red List criteria using Australian plants. *Biological Conservation* 94: 311-319.
- Kindvall, O. 2000. Comparative precision of three spatially realistic simulation models of metapopulation dynamics. *Ecological Bulletins* 48: 101-110.
- Kunin, W.E. 1998. Extrapolating species abundance across spatial scales. *Science* 281: 1513-1515.
- Lacy, R.C. 2000. Considering threats to the viability of small populations with individual-based models. *Ecological Bulletins* 48: 39-51.
- Lam, J.T.L. 2009. Shortened Nassau Grouper spawning ban. Society for the Conservation of Reef Fish Aggregations Newsletter 13: 4.
- Lande, R., Engen, S. and Saether, B.-E. 2003. *Stochastic population dynamics in ecology and evolution*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Liu, C., Berry P.M., Dawson T.P. and Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
- Mace, G.M. and Lande, R. 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5: 148-157
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. and Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22: 1424-1442.
- Magsalay, P., Brooks, T., Dutson, G. and Timmins, R. 1995. Extinction and conservation on Cebu. *Nature* 373: 294.
- McCarthy, M.A., Possingham, H.P., Day, J.R. and Tyre, A.J. 2001. Testing the accuracy of population viability analysis. *Conservation Biology* 15: 1030-1038.
- Memmott, J., Craze, P.G., Waser, N.M. and Price, M.V. 2007. Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters*, 10: 710-717.
- Miller R.M., Rodríguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S. and Pollock, C. 2007. National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology* 21: 684-696.
- Milly, P.C.D., Wetherald, R.T., Dunne, K.A. and Delworth, T.L. 2002. Increasing risk of great floods in a changing climate. *Nature* 415: 514-517.
- Ocampo-Peñuela, N., Jenkins, C.N., Vijay, V., Li, B.V. and Pimm, S.L. 2016. Incorporating explicit geospatial data shows more species at risk of extinction than the current Red List. *Science Advances* 2: e1601367.
- Orr, J.C., Fabry, V.J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S.C., Feely, R.A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R.M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R.G., Plattner, G.K., Rodgers, K.B., Sabine, C.L., Sarmiento, J.L., Schlitzer, R., Slater, R.D., Totterdell, R.J., Weirig, M.F., Yamanaka, Y. and Yoo, A. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437: 681-686.

- Ostro, L.E.T., Young, T.P., Silver, S.C. and Koontz, F.W. 1999. A geographic information system method for estimating home range size. *Journal of Wildlife Management* 63: 748-755.
- Pacifici, M., Santini, L., Di Marco, M., Baisero, D., Francucci, L., Grottolo Marasini, G., Visconti, P. and Rondinini, C. 2013. Generation length for mammals. *Nature Conservation* 5: 87-94.
- Pearson, R.G. 2006. Climate change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 111-113.
- Pearson, R.G. 2007. Species Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Lessons in Conservation* 3: 54–89 (ncep.amnh.org/linc).
- Pearson, R.G. and Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361–371.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. and Peterson, A.T. 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P., Berry, P.M. and Harrison, P.A. 2002. Species: A spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling* 154: 289-300.
- Pearson, R.G., Thuiller, W., Araújo, M.B., Martinez, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T. and Lees, D. 2006. Model-based uncertainty in species' range prediction. *Journal of Biogeography* 33: 1704-1711.
- Pearson, R.G., Stanton, J.C., Shoemaker, K.T., Aiello-Lammens, M.E., Ersts, P.J., Horning, N., Fordham, D.A., Raxworthy, C.J., Ryu, H., McNeese, J. and Akçakaya, H.R. 2014. Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change* 4: 217-221.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. and Araújo, M.B. 2011. *Ecological Niches and Geographical Distributions: A Modeling Perspective*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Pratt, T.K., Fancy, S.G. and Ralph, C.J. 2001. 'Akiapola'au (*Hemignathus munroi*) and Nukupu'u (*Hemignathus lucidus*). In: A. Poole and F. Gill (eds) *The Birds of North America*, no. 600. The Birds of North America, Philadelphia, PA.
- Randin, C.F., Engler, R., Normand, S., Zappa, M., Zimmermann, N.E., Pearman, P.B., Vittoz, P., Thuiller, W. and Guisan, A. 2009: Climate change and plant distribution: local models predict high-elevation persistence. *Global Change Biology* 15: 1557–1569.
- Redford, K.H., Amato, G., Baillie, J., Beldomenico, P., Bennett, E.L., Clum, N., Cook, R., Fonseca, G., Hedges, S., Launay, F., Lieberman, S., Mace, G.M., Murayama, A., Putnam, A., Robinson, J.G., Rosenbaum, H., Sanderson, E.W. Stuart, S.N., Thomas, P. and Thorbjarnarson, J. 2011. What does it mean to successfully conserve a (vertebrate) species? *BioScience* 61: 39-48.
- Reynolds, M.H. and Snetsinger, J.J. 2001. The Hawaii rare bird search 1994–1996. *Studies in Avian Biology* 22: 133-143.
- Rodríguez, J.P. 2002. Range contraction in declining North American bird populations. *Ecological Applications* 12: 238-248.
- Sadovy, Y. and Cheung, W.L. 2003. Near extinction of a highly fecund fish: the one that nearly got away. *Fish and Fisheries* 4: 86-99.
- Sadovy, Y. and Domeier, M. 2005. Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. *Coral Reefs* 24: 254-262.
- Sethi, S.A., Branch, T.A. and R. Watson. 2010. Global fishery development patterns are driven by profit but not trophic level. *PNAS* 207: 12163-12167.

- Shoo, L.P., Williams, S.E. and Hero, J.-M. 2005. Climate warming and the rainforest birds of the Australian wet tropics: using abundance data as a sensitive predictor of change in total population size. *Biological Conservation* 125: 335-343.
- Sjögren-Gulve, P. and Hanski, I. 2000. Metapopulation viability analysis using occupancy model. *Ecological Bulletins* 48: 53-71.
- Stanton, J.C. 2014. Present-day risk assessment would have predicted the extinction of the passenger pigeon (*Ectopistes migratorius*). *Biological Conservation*. 180:11-20.
- Stanton, J.C., Pearson, R.G., Horning, N., Ersts, P., and Akçakaya, H.R. 2012. Combining static and dynamic variables in species distribution models under climate change. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 349-357.
- Stanton, J.C., Shoemaker, K.T., Pearson, R.G. and Akçakaya, H.R. 2015. Warning times for species extinctions due to climate change. *Global Change Biology* 20(3): 1066-1077.
- Stoner, A.W., Davis, M.H. and Booker, C.J. 2012. Negative consequences of Allee effect are compounded by fishing pressure: comparison of Queen Conch reproduction in fishing grounds and a marine protected area. *Bulletin of Marine Science* 88(1): 89-104.
- Thuiller, W., Brotons, L., Araújo, M.B. and Lavorel, S. 2004. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography* 27: 165-172.
- Thuiller, W., Münkemüller, T., Schifffers, K.H., Georges, D., Dullinger, S., Eckhart, V.M., Edwards Jr, T.C., Gravel, D., Kunstler, G., Merow, C., Moore, K., Piedallu, C., Vissault, S., Zhao, M., Tuleya, R.E., Bender, M., Vecchi, G.A., Villarini, G., Chavas, D. 2015. Global Projections of Intense Tropical Cyclone Activity for the Late Twenty-First Century from Dynamical Downscaling of CMIP5/RCP4.5 Scenarios. *Journal of Climate* 28: 7203-7224.
- Trivedi, M.R., Berry, P.M., Morecroft, M.D. and Dawson, T.P. 2008. Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology* 14: 1089–1103.
- White, G.C., Franklin, A.B. and Shenk, T.M. 2002. Estimating parameters of PVA models from data on marked animals. In: S.R. Beissinger and D.R. Mccullough (eds) *Population Viability Analysis*, pages 169–190. University of Chicago Press, Chicago.
- Wiig, Ø., Amstrup, S., Atwood, T., Laidre, K., Lunn, N., Obbard, M., Regehr, E. and Thiemann, G. 2015. *Ursus maritimus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T22823A14871490. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T22823A14871490.en>
- Zimmermann, N.E., Zurell, D. and Schurr, F.M. 2014. Does probability of occurrence relate to population dynamics? *Ecography* 37(12): 1155-1166.

14. Apéndice: Resumen de cambios en las Directrices

Cambios en la versión 13 (marzo de 2017)

[Apartado 2.3](#): Explicación adicional de la base para utilizar la categoría de amenaza más elevada.

Nuevo [Apartado 2.3.1](#) sobre los umbrales cuantitativos.

[Apartado 4.3.1](#). Clarificación de "reproducción" y los sesgos en la proporción de sexos.

[Apartado 4.4](#). Promedio de la duración de la generación respecto a todos los individuos; nuevo párrafo sobre la definición de "edad".

[Apartado 4.6](#). Documentación de la localidad de los declives en relación con el área de distribución de la especie.

[Apartados 4.10](#), [4.10.1](#), [4.10.3](#) Extensas modificaciones para aclarar cuestiones de escala en la estimación de AOO.

[Apartado 4.10.7](#). Clarificación sobre el escalamiento del área estimada del hábitat ocupado a partir de mapas de hábitat para calcular AOO y EOO.

Nuevo [Apartado 4.10.8](#) sobre el efecto del esfuerzo de muestreo y la detectabilidad en estimaciones de AOO.

Nuevo [Apartado 4.10.9](#) sobre la complementariedad de las AOO, EOO y el número de localidades.

[Apartado 4.11](#). Clarificación de que las evaluaciones deberían considerar todas las áreas sean o no objeto de amenaza.

[Apartado 12.1.12](#). Clarificación sobre el uso de la elevación en los modelos bioclimáticos.

Cambios en la versión 12 (febrero de 2016)

[Apartado 2.1.2](#): Texto sobre la aplicación de los criterios en áreas geográficas muy pequeñas.

[Apartado 2.2](#): Uso de la expresión "inclusión en la lista roja".

[Apartado 2.2.1](#): Clarificación sobre la regla quinquenal para el cambio de categoría.

[Apartado 4.2](#): Clarificación sobre la subdivisión.

[Apartado 4.3.1](#): Texto sobre individuos suprimidos.

[Apartado 4.3.2](#): Modificaciones relativas a organismos coloniales clonales.

[Apartado 4.4](#): Explicación adicional del período de la generación "previo a la perturbación".

[Apartado 4.5](#): Importantes cambios en la estructura y texto nuevo sobre el cálculo de reducciones. Asimismo, el libro de trabajo CriterionA_Workbook.xls se ha actualizado con hojas adicionales que incluyen cálculos básicos.

[Apartado 4.5.3](#): Este nuevo apartado incluye la mayor parte del antiguo apartado 5.8; el resto del apartado 5.8 se ha incorporado en el apartado [4.5.1](#).

[Apartado 4.8](#): Clarificación sobre la fragmentación de hábitats y poblaciones.

[Apartado 4.9](#): Explicación adicional de la función de expansión del riesgo de la EOO.

[Apartado 5](#): Explicación adicional de la justificación del criterio A.

[Apartado 5.1](#): Nuevo apartado sobre la base de las reducciones, incluida una nueva tabla.

[Apartado 5.2](#): Antiguo apartado 5.1 (uso de restricciones temporales).

[Apartado 5.3](#): Antiguo apartado 5.2 (cómo aplicar A4).

[Apartado 5.4](#): Antiguo apartado 5.3 (el efecto trampolín de esquí), con un título más descriptivo y texto ampliado (punto (3) al final).

[Apartado 5.5](#): Antiguo apartado 5.4 (poblaciones severamente diezgadas), con un título más descriptivo, texto adicional y ejemplos.

[Apartado 5.6](#): Antiguo apartado 5.5 (pesquerías), ahora dividido en dos subapartados, con texto adicional donde se examinan cuestiones relativas a la gestión de pesquerías.

[Apartado 5.7](#): Antiguo apartado 5.6 (se titulaba "Árboles").

[Apartado 5.8](#): Antiguo apartado 5.7 (pérdida de hábitat y reducción).

Antiguo apartado 5.8 se ha fusionado con partes del [apartado 4.5](#) (véase más arriba).

[Apartado 10.1](#): Definición de un "programa concreto de conservación o gestión específico de taxón o hábitat".

[Apartado 10.4](#): Nuevo apartado sobre cuándo no es adecuado utilizar DD.

[Apartado 12.1](#): Importantes cambios en la estructura; bastante texto nuevo y nueva figura. Tenga en cuenta que muchos de los números de subapartados del apartado 12.1 se han modificado.

Este apéndice se ha ampliado para abarcar todas las versiones anteriores.

Cambios en la versión 11 (febrero de 2014)

Apartado 2.1.3: Cambios sustanciales relacionados con los taxones y subpoblaciones introducidos

Apartado 2.1.4: Nuevo apartado sobre subpoblaciones gestionadas.

Apartado 3.2.3: Nuevas orientaciones sobre el establecimiento de los valores de tolerancia a la disputa y tolerancia al riesgo.

Apartado 4.4: Nuevo párrafo sobre la utilización de la duración de la generación previa a la perturbación.

Apartado 4.9: Explicación adicional sobre la utilización del polígono convexo mínimo para EOO.

Apartado 4.10.7: Discusión ampliada sobre la utilización de mapas y modelos de hábitat para EOO y AOO.

Apartado 11.1: Nuevo párrafo sobre la utilización de EW cuando ninguna de las subpoblaciones está en estado silvestre.

Cambios en la versión 10.1 (septiembre de 2013)

Apartado 11.2.1: Nuevo párrafo añadido.

Correcciones menores en los apartados 4.3, 4.5 y 13.

Cambios en la versión 10 (febrero de 2013)

Apartado 2: Tabla 2.1 y Figura 2.1 actualizadas; cambios menores en el último párrafo del apartado 2.1.2; clarificación sobre las categorías LC y NT y correcciones mínimas en los apartados 2.2 y 2.3.

Apartado 4.1: Clarificación de las definiciones de población y tamaño poblacional.

Apartado 4.2: Clarificación de la relación entre la movilidad de una especie y la definición de sus subpoblaciones.

Apartado 4.6: La relación entre la disminución continua y la "tendencia de la población actual."

Apartado 4.11: El número de localidades con dos o más amenazas graves plausibles.

Apartado 7: Nuevos párrafos (tercero y cuarto) donde se clarifican los subcriterios i y ii de C2a.

Apartado 8: Cambio menor en el 2º párrafo, con aclaración de "período de tiempo muy breve" en D2.

Cambios en la versión 9.0 (septiembre de 2011)

Apartado 4.4: Las directrices para calcular la duración de la generación se revisan de forma sustancial.

Apartado 4.5.1: Texto añadido: "Si las poblaciones fluctúan mucho, o si lo hacen con períodos superiores a la duración de la generación, introducir una serie temporal de más de tres generaciones puede proporcionar una estimación más representativa de la reducción de la población a largo plazo. Sea cual fuere la longitud de la serie temporal utilizada, se debe calcular la reducción a lo largo de las tres últimas generaciones. El modelo a ajustar debe estar basado en el patrón de decremento, que se puede inferir a partir del tipo de amenaza."

Apartado 4.6: Dos nuevos párrafos (3º y último) y adición en el 5º párrafo ("Cabe señalar que ...").

Apartado 5.5: Frase modificada: "Si las disminuciones prosiguen, habrá motivos para preocuparse; en este caso una nueva evaluación, teniendo en cuenta los 5 criterios, puede indicar que el taxón todavía está amenazado."

Apartado 10.1: Adición de un nuevo ejemplo a la lista de ejemplos en que estaría justificada la incorporación en la lista bajo la categoría NT.

Apartado 10.3: Revisión sustancial de la 2ª etiqueta DD, que ahora se denomina "La incertidumbre taxonómica explica la falta de información."

Se ha añadido este apéndice.

Cambios en la versión 8.1 (agosto de 2010)

Correcciones menores, incluso en la Tabla 2.1

Cambios en la versión 8.0 (marzo de 2010)

Apartado 2.3: Cambio menor para hacer referencia al nuevo apartado 12

Apartado 4.10.5: Varios cambios menores, mayormente en ecuaciones para incrementar su claridad.

Figura 4.4: Nueva figura

Apartado 5: Nuevos párrafos (tercero y cuarto) para clarificar los subcriterios a y b.

Apartado 5: Nueva frase: "Si no se cumple ninguna de las tres condiciones (reversible y comprendida y cesada) en una porción sustancial de la población del taxón (10% o más), deberá utilizarse A2 en lugar de A1."

Apartado 8: Cambios en los párrafos primero y tercero con fines aclaratorios y para dar un ejemplo de "un período de tiempo muy breve" (en una o dos generaciones).

Apartado 12: Nuevo apartado sobre procesos de amenaza, con directrices para la aplicación de los criterios a especies afectadas por el cambio climático global.

Cambios en la versión 7.0 (agosto de 2008)

Apartado 2.1.1: Ampliación de las orientaciones sobre escalas taxonómicas, incluidas especies recién descritas o sin describir, y subpoblaciones.

Apartado 2.2.1: Definición detallada de las razones para el cambio entre categorías.

Apartado 4: Orientaciones adicionales sobre el cálculo del número de individuos maduros, período de la generación, reducción futura, EOO y número de localidades.

Apartado 10.3. Indicadores de Datos Insuficientes.

Apartado 11. Nuevo apartado sobre las categorías extintas y la etiqueta PE.

Cambios en la versión 6.2 (diciembre de 2006)

Apartado 2.3: Cambios en el párrafo en comparación de los criterios A-D frente a E.

Apartado 8: Cambios menores en el apartado sobre taxones conocidos solo desde el tipo de localidad

Cambios en la versión 6.1 (agosto de 2006)

Cambios menores, incluido el número de versión en la página 1.

Cambios en la versión 6.0 (julio de 2006)

Apartado 4.3.2: Individuo maduro para organismos coloniales o modulares

Apartado 4.9: Clarificación sobre la EOO, incluida la expansión del riesgo; prevención de la exclusión de discontinuidades o disyunciones excepto en circunstancias extremas, pero alentándola para el cálculo de cambios en EOO; EOO de especies migratorias.

Apartado 4.10: Explicación detallada de por qué una escala específica es necesaria para AOO; nuevo apartado sobre *AOO basada en mapas y modelos de hábitat*

Apartado 4.11: Orientación sobre el número de localidades con diferentes amenazas en diferentes áreas

Apartado 5: Cómo aplicar el criterio A4; discusión de la contradicción entre datos de población y datos de hábitat; descripción de la hoja de cálculo (CriteriaA workbook.xls) que acompaña a las directrices.

Apartado 6: Directrices para la aplicación del criterio B (numeración para el subcriterio a)

Apartado 8. Nuevas directrices y un ejemplo para la aplicación del criterio D2

Apartado 10: Ejemplos de cuándo utilizar y no utilizar NT y DD.

Cambios en la versión 5.0 (abril de 2005)

Ampliación de los apartados sobre fluctuaciones extremas y severamente fragmentadas; NT basada en dependencia de la conservación

Cambios en la versión 4.0 (marzo de 2004)

Nuevo apartado sobre *Cambio de categoría*.

Clarificaciones sobre la disminución continua frente a la reducción; base del criterio A; A1 frente a A2; A4.

Cambios en la versión 3.0 (mayo de 2003)

Adiciones para clarificar cuestiones relacionadas con taxones por debajo del rango de variedad, taxones introducidos, duración de la generación de plantas clonales, especificación de criterios para NT; nuevos ejemplos y referencias y numerosas modificaciones menores.

Cambios en la versión 2.0 (enero de 2003)

Primera versión que cubría todos los criterios y definiciones (48 páginas).

Cambios en la versión 1.1 (diciembre de 2001)

Adiciones menores como la aclaración de que "no solapante" no es "aislado" (10 páginas).

Versión 1.0 (junio de 2001)

Esta primera versión se titulaba "*Directrices para la evaluación de taxones con poblaciones múltiples o ampliamente distribuidas en relación con el criterio A*" y se convirtió en el apartado 5.8 en la versión 2.