



Diretrizes para o Uso das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN

Versão 15.1
(Julho de 2022)

Preparada pelo Comitê de Padrões e Petições da Comissão de Sobrevivência de Espécies da UICN.

Citação: Comitê de Padrões e Petições da UICN. 2022. Diretrizes para o Uso das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN. Versão 15.1. Preparada pelo Comitê de Padrões e Petições. Disponível em <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines>

Tradução: Cristiano de Campos Nogueira

Revisão: Rosana Subirá

A tradução deste documento foi possível graças ao projeto CEPF Juntos pelo Cerrado (Projeto 112330), uma parceria entre o IUCN SSC Centro de Sobrevivência de Espécies Brasil (CSE Brasil), Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ) e o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), financiado pelo Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (Critical Ecosystem Partnership Fund).

Diretrizes da Lista Vermelha

As *Diretrizes para usar as categorias e critérios da lista vermelha da UICN* são atualizadas regularmente. Quaisquer versões preparadas pela UICN em um idioma diferente do inglês serão disponibilizadas o mais rápido possível após a publicação da versão atualizada em inglês. No entanto, devido aos recursos limitados disponíveis para a realização de traduções, haverá sempre uma defasagem entre a publicação da versão atualizada em inglês e a atualização nos demais idiomas.

Por favor, verifique a versão em inglês dessas diretrizes no site da Lista Vermelha da UICN (<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>) para ver se este documento foi atualizado. Se uma atualização estiver disponível em inglês, consulte o apêndice da versão em inglês para obter um resumo das alterações nas diretrizes

Índice

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. VISÃO GERAL DAS CATEGORIAS E CRITÉRIOS DA LISTA VERMELHA	1
2.1 NÍVEL TAXONÔMICO E ESCOPO DO PROCESSO DE CATEGORIZAÇÃO	1
2.1.1 Escala taxonômica da categorização.....	1
2.1.2 Escala geográfica da categorização	3
2.1.3 Táxons introduzidos e subpopulações.....	4
2.1.4 Subpopulações manejadas	4
2.2 NATUREZA DAS CATEGORIAS	5
2.2.1 Mudança de categoria.....	8
2.3 NATUREZA DOS CRITÉRIOS.....	10
2.3.1 Os limiares quantitativos	13
2.4 PRIORIDADES E AÇÕES DE CONSERVAÇÃO.....	15
2.5 DOCUMENTAÇÃO	15
3. QUALIDADE DOS DADOS.....	16
3.1 DISPONIBILIDADE DE DADOS, INFERÊNCIAS, SUSPEITAS E PROJEÇÕES	16
3.2 INCERTEZA.....	19
3.2.1 Tipos de incerteza	19
3.2.2 Representando incerteza	20
3.2.3 Tolerância à discórdia e tolerância ao risco	20
3.2.4 Lidando com a incerteza	21
3.2.5 Documentando a incerteza e interpretando as categorizações.....	21
3.2.6 Incerteza e a aplicação das categorias Dados Insuficientes e Quase Ameaçada	22
4. DEFINIÇÕES DOS TERMOS USADOS NOS CRITÉRIOS E SEUS CÁLCULOS	22
4.1 POPULAÇÃO E TAMANHO DA POPULAÇÃO (CRITÉRIOS A, C E D).....	22
4.2 SUBPOPULAÇÕES (CRITÉRIOS B E C).....	22
4.3 INDIVÍDUOS MADUROS (CRITÉRIOS A, B, C E D).....	23
4.3.1 Notas sobre a definição de indivíduos maduros.....	23
4.3.2 Organismos coloniais clonais	24
4.3.3 Peixes	26
4.3.4 Organismos que mudam de sexo	26
4.3.5 Árvores	26
4.4 GERAÇÃO (CRITÉRIOS A, C1 E E).....	26
4.5 REDUÇÃO (CRITÉRIO A).....	29
4.5.1 Calculando a redução da população com métodos estatísticos	29
4.5.2 Calculando a redução da população usando modelos populacionais	34
4.5.3 Táxons amplamente distribuídos ou com múltiplas subpopulações.....	35
4.5.4 Estimando a redução geral	36
4.5.5 Lidando com a incerteza	39
4.5.6 Flutuações vs. reduções	41
4.6 DECLÍNIO CONTINUADO (CRITÉRIOS B E C).....	41
4.7 FLUTUAÇÕES EXTREMAS (CRITÉRIOS B E C2)	43
4.8 SEVERAMENTE FRAGMENTADO (CRITÉRIO B)	45
4.9 EXTENSÃO DE OCORRÊNCIA (CRITÉRIOS A E B)	47
4.10 ÁREA DE OCUPAÇÃO (CRITÉRIOS A, B E D).....	50
4.10.1 Problemas de escala.....	51
4.10.2 Métodos para estimar AOO	51
4.10.3 A escala apropriada	52
4.10.4 Relações escala-área.....	52
4.10.5 Fatores de correção de escala	53
4.10.6 Habitat “linear”.....	55
4.10.7 AOO e EOO com base em mapas de habitat e modelos.....	56
4.10.8 Efeito do esforço amostral e detectabilidade nas estimativas de AOO	57
4.10.9 Complementaridade de AOO, EOO e número de localizações condicionadas à ameaça.....	58
4.11 LOCALIZAÇÃO CONDICIONADA À AMEAÇA (CRITÉRIOS B E D).....	58
4.12 ANÁLISE QUANTITATIVA (CRITÉRIO E)	60
5. DIRETRIZES PARA A APLICAÇÃO DO CRITÉRIO A.....	60
5.1 A BASE DAS REDUÇÕES	62

5.2	O USO DE LIMITES DE TEMPO NO CRITÉRIO A	64
5.3	COMO APLICAR O CRITÉRIO A4	65
5.4	REDUÇÃO SEGUIDA DE ESTABILIZAÇÃO OU AUMENTO DE CURTO PRAZO: O EFEITO DE 'SALTO DE ESQUI'	65
5.5	REDUÇÃO HISTÓRICA SEGUIDA DE ESTABILIZAÇÃO DE LONGO PRAZO: POPULAÇÕES SEVERAMENTE REDUZIDAS	66
5.6	PESCA	67
5.6.1	Manejo de pesca e risco de extinção	67
5.6.2	Aspectos técnicos do uso do critério A para pesca	67
5.7	TÁXONS DE VIDA LONGA	68
5.8	RELAÇÃO ENTRE PERDA DE HABITAT E REDUÇÃO POPULACIONAL	68
6.	DIRETRIZES PARA A APLICAÇÃO DO CRITÉRIO B	69
7.	DIRETRIZES PARA A APLICAÇÃO DO CRITÉRIO C	69
8.	DIRETRIZES PARA A APLICAÇÃO DO CRITÉRIO D	70
8.1	TÁXONS CONHECIDOS APENAS DA LOCALIDADE-TIPO	71
8.2	EXEMPLO DE APLICAÇÃO DO CRITÉRIO D	71
8.3	EXEMPLO DE APLICAÇÃO DO CRITÉRIO D2	72
9.	DIRETRIZES PARA A APLICAÇÃO DO CRITÉRIO E	72
9.1	O QUE É EXTINÇÃO?	72
9.2	QUAIS MÉTODOS PODEM SER USADOS?	72
9.3	HÁ DADOS SUFICIENTES?	73
9.4	COMPONENTES E PARÂMETROS DO MODELO	74
9.4.1	Dependência da densidade	74
9.4.2	Variabilidade temporal	74
9.4.3	Variabilidade espacial	75
9.5	INCORPORANDO INCERTEZA	75
9.6	REQUISITOS DE DOCUMENTAÇÃO	75
10.	DIRETRIZES PARA APLICAÇÃO DAS CATEGORIAS DD, NT E NE	76
10.1	QUANDO USAR A CATEGORIA NT - QUASE AMEAÇADA	76
10.2	NÃO AVALIADO E DADOS INSUFICIENTES	77
10.3	QUANDO USAR DADOS INSUFICIENTES	77
10.4	QUANDO NÃO USAR A CATEGORIA DADOS INSUFICIENTES	79
11.	DIRETRIZES PARA APLICAR AS CATEGORIAS DE EXTINÇÃO E SUAS ETIQUETAS	80
11.1	AS CATEGORIAS DE EXTINÇÃO (EX E EW)	80
11.2	A ETIQUETA "POSSIVELMENTE EXTINTA" PARA ESPÉCIES CRITICAMENTE EM PERIGO	81
11.3	CATEGORIZANDO TÁXONS COMO EX OU CR (PE)	82
11.3.1	O Modelo de Ameaças	83
11.3.2	O Modelo de Registros e Buscas	83
11.3.3	Interpretando os resultados dos modelos	84
11.4	CALCULANDO O NÚMERO DE ESPÉCIES EXTINTAS E TAXAS DE EXTINÇÃO	86
12.	DIRETRIZES PARA PROCESSOS DE AMEAÇA	86
12.1	MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS	87
12.1.1	Horizonte temporal	87
12.1.2	Etapas sugeridas para a aplicação dos critérios diante das mudanças climáticas	88
12.1.3	Mecanismos	90
12.1.4	Distribuições muito restritas e ameaças plausíveis e iminentes (VU D2)	91
12.1.5	Definição de "Localização condicionada à ameaça" sob mudança climática (B1, B2, D2)	93
12.1.6	Fragmentação severa (B1, B2 e C2)	94
12.1.7	Flutuações extremas (B1, B2 e C2)	95
12.1.8	Inferindo redução populacional e declínio continuado (A3, A4, B1, B2, C2)	95
12.1.9	Inferindo reduções via modelos bioclimáticos (A3, A4)	95
12.1.10	Inferindo reduções via mudanças demográficas	96
12.1.11	Estimativas quantitativas a partir da combinação de modelos de habitat e população (E)	98
12.1.12	Usando modelos bioclimáticos	98
13.	REFERÊNCIAS	103
14.	APÊNDICE: RESUMO DAS MUDANÇAS NAS DIRETRIZES	110

1. Introdução

As Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN foram publicadas pela primeira vez em 1994, após seis anos de pesquisa e ampla consulta (UICN 1994). As Categorias e Critérios de 1994 foram desenvolvidas para aumentar a objetividade e transparência na avaliação do estado de conservação das espécies, gerando maior consistência e entendimento entre seus usuários. As categorias e critérios foram aplicados a um grande conjunto de espécies, gerando a compilação da Lista Vermelha de Animais Ameaçados de 1996. A avaliação de muitas espécies para a Lista Vermelha de 1996 chamou a atenção para um conjunto de dúvidas sobre a aplicação dos critérios, levando a UICN a iniciar uma revisão das categorias e critérios de 1994, ocorrida entre 1998 e 1999. Esta revisão foi finalizada e as Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN (versão 3.1) estão atualmente publicados (UICN 2001, 2012b).

Este documento disponibiliza diretrizes para a aplicação da versão 3.1 das categorias e critérios, e ao fazer isso aborda muitos dos problemas detectados no processo de revisão das categorias e critérios de 1994. O documento explica como aplicar os critérios para determinar se um táxon pode ser enquadrado numa das categorias de ameaça, dando exemplos com diferentes grupos taxonômicos para ilustrar a aplicação dos critérios. Essas diretrizes fornecem ainda esclarecimentos detalhados sobre muitos dos termos usados nos critérios. As diretrizes devem ser usadas em conjunto com o livreto oficial das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN (UICN 2001, 2012b).

Nós esperamos revisar e atualizar essas diretrizes periodicamente, e sugestões de todos os usuários das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN são bem-vindas. Serão especialmente importantes contribuições de todos os Grupos de Especialistas da UICN e Autoridades da Lista Vermelha (*Red List Authorities*, RLA), enviando exemplos ilustrativos dessas diretrizes. Esperamos que as mudanças nas diretrizes sejam principalmente acréscimos de detalhes e não mudanças substanciais. Adicionalmente, não esperamos que os Critérios da Lista Vermelha da UICN sejam revisados no futuro próximo, pois um sistema estável é necessário para que sejam feitas comparações ao longo do tempo.

2. Visão geral das Categorias e Critérios da Lista Vermelha

2.1 Nível taxonômico e escopo do processo de categorização

2.1.1 Escala taxonômica da categorização

Os critérios podem ser aplicados a qualquer unidade taxonômica no nível de espécie ou abaixo dele. Nas diretrizes, os termos ‘*táxon*’ e ‘*táxons*’ são utilizados para representar espécies ou níveis taxonômicos mais baixos, incluindo formas ainda não completamente descritas e excluindo humanos. Existe generalidade suficiente nos critérios para permitir a avaliação adequada de táxons em todo o espectro taxonômico, exceto micro-organismos. Ao apresentar os resultados da aplicação dos critérios, a unidade taxonômica utilizada (espécie, subespécie etc.) deve ser especificada. Deve ser mencionado que táxons abaixo do nível de variedades (e.g. forma, morfo, cultivar) NÃO são avaliados na Lista Vermelha da UICN, exceto na avaliação de subpopulações. Uma avaliação da espécie plena é necessária antes que avaliações de táxons abaixo do nível da espécie (subespécie, variedade ou subpopulação) sejam incluídas na Lista Vermelha da UICN.

Subpopulações: Se uma subpopulação avaliada sob os critérios não está isolada (ou seja, pode estar intercambiando indivíduos com outras subpopulações), sua avaliação deve seguir as diretrizes regionais (UICN 2003, 2012a). Adicionalmente, deve consistir numa subpopulação biológica (i.e., não definida por limites políticos ou fronteiras nacionais). Embora as diretrizes

regionais possam ser aplicadas em qualquer escala geográfica, a aplicação em escalas muito pequenas é fortemente desencorajada. Quanto menor a subpopulação em proporção à população global da espécie, mais frequentemente essa subpopulação irá intercambiar indivíduos com outras subpopulações. Desta forma, as avaliações de risco de extinção baseadas nos critérios perderiam credibilidade (UICN 2003, 2012a). Veja também *Escala geográfica da categorização*, abaixo.

Espécies recentemente descritas: A inclusão de espécies recentemente descritas na Lista Vermelha da UICN é feita caso a caso. A Autoridade da Lista Vermelha designada e/ou a equipe do Programa Global de Espécies da UICN irá consultar os especialistas relevantes para avaliar quão amplamente aceitas são as novas espécies.

Espécies não descritas: A avaliação de espécies não descritas na Lista Vermelha da UICN é desencorajada, mas em circunstâncias excepcionais podem ser incluídas. Deve haver um claro benefício de conservação para justificar a inclusão; no caso de projetos para avaliar completamente um grupo taxonômico, espécies não descritas categorizadas como Menos Preocupante (LC) ou Dados Insuficientes (DD) só podem ser incluídas se há evidências claras de que um trabalho está em andamento para descrever as espécies em questão e que as novas espécies serão amplamente aceitas. A nova descrição da espécie deve ser publicada dentro de quatro anos após a inclusão de uma espécie não descrita na Lista Vermelha da UICN; se não for publicada ou não estiver no prelo após esse período, a avaliação será removida. Para que uma espécie não descrita seja incluída na Lista Vermelha da UICN, as seguintes condições devem ser atendidas:

- Deve haver um acordo geral de que a forma não descrita é uma espécie claramente circunscrita;
- Deve haver uma indicação clara de que o trabalho está em andamento para descrever a espécie (por exemplo, um rascunho do manuscrito em preparação ou um artigo com a nova descrição já submetido para publicação);
- Informações claras de distribuição devem ser fornecidas;
- Avaliar a espécie não descrita potencialmente ajudará na sua conservação;
- Os números de referência da amostra (detalhes de coleta do voucher) devem ser fornecidos para permitir que a espécie seja rastreada de forma inequívoca;
- O museu, herbário ou outra instituição que detém a(s) coleção(ões) e o(s) indivíduo(s) responsável(is) pela proposta devem ser identificados;
- As espécies não descritas às vezes têm um nome comum local, e se assim for, ele deve ser fornecido, mas se não, um nome comum reconhecível deve ser cunhado, de modo que possa ser usado para indicar claramente a identidade desse táxon sem qualquer implicação sobre a validade científica.

As espécies não descritas são apresentadas na Lista Vermelha da UICN usando o nome genérico e a abreviatura sp. ou sp. nov., às vezes seguido por um nome provisório entre aspas (por exemplo, *Philautus* sp. nov. 'Kalpatta'). Os detalhes da coleta do voucher (nome do coletor, número de tomo do espécime e instituição) devem ser fornecidos para que possam ser citados na seção de Notas Taxonômicas da ficha da espécie no site da Lista Vermelha. Podem surgir casos em que haja motivos válidos para que os detalhes de coleta dos vouchers sejam omitidos. Se isso for claramente indicado e justificado pelo (s) avaliador (es) em questão, as informações do voucher serão suprimidas da versão pública da avaliação da espécie. No entanto, nesses casos, as informações do voucher ainda devem ser fornecidas para que a avaliação seja aceita, e essas informações serão mantidas em sigilo.

As espécies não descritas avaliadas como Menos Preocupante (LC) ou Dados Insuficientes (DD) não são incluídas na Lista Vermelha da UICN, pois há poucos benefícios de conservação para espécies nestas categorias.

Táxons infraespecíficos não descritos não são incluídos na Lista Vermelha da UICN.

Em síntese, avaliações dos seguintes táxons podem ser incluídos na Lista Vermelha da UICN:

- Espécies;
- Subespécies;
- Variedades (apenas para plantas);
- Subpopulações (desde que cumpram as condições acima);
- Espécies não descritas (desde que cumpram as condições acima, e que não sejam categorizadas como LC ou DD).

As avaliações dos seguintes táxons NÃO podem ser incluídas na Lista Vermelha da UICN:

- Táxons avaliados localmente, nacionalmente ou regionalmente, a menos que sejam avaliações globais ou de subpopulação (consulte "Subpopulação" acima e [seção 2.1.2](#));
- Híbridos (exceto para híbridos de plantas apomíticas, que são tratados como 'espécies');
- Classificações infraespecíficas, como formas, morfos, subvariedades, variedades de subespécies, cultivares etc.;
- Táxons domesticados (no caso em que um táxon compreende indivíduos domesticados e selvagens, apenas a população selvagem pode ser avaliada e incluída; animais selvagens derivados de uma fonte domesticada não devem ser incluídos);
- Táxons sabidamente extintos antes de 1500 DC;
- Espécies não descritas avaliadas como Dados Deficientes ou Menos Preocupante (exceto no caso de avaliações globais completas para um grupo taxonômico, veja acima);
- Táxons infraespecíficos não descritos;
- Táxons superiores (acima do nível de espécie).

2.1.2 Escala geográfica da categorização

Os critérios da UICN são projetados para avaliações globais. No entanto, muitas pessoas estão interessadas em aplicá-los a subconjuntos de dados globais, especialmente em nível regional, nacional ou local. Para fazer isso, é importante consultar as diretrizes preparadas pelo Grupo de Trabalho de Aplicações Regionais da UICN SSC (por exemplo, Gärdenfors et al. 2001; UICN 2003, 2012a; Miller *et al.* 2007). Quando aplicado em nível nacional ou regional, deve-se reconhecer que uma categoria global pode não ser igual a uma categoria nacional ou regional para um determinado táxon. Por exemplo, um táxon classificado como Menos Preocupante na lista global pode estar Criticamente em Perigo dentro de uma determinada região onde as populações são muito pequenas ou em declínio, talvez apenas porque estas populações estejam nas margens de sua distribuição global. Por outro lado, os táxons classificados como Vulneráveis com base em seus declínios globais podem não atender a tais critérios dentro de uma região particular onde suas populações são estáveis, ou seja, seriam localmente categorizados em Menos Preocupante. Embora isso pareça ilógico, é o resultado da estrutura dos critérios. Quando tal situação ocorrer, as interações entre as subunidades das populações globais devem ser cuidadosamente consideradas no planejamento das ações de conservação.

Embora os critérios (juntamente com as diretrizes regionais; UICN 2012a) possam ser aplicados em qualquer escala geográfica, a aplicação em áreas geográficas muito restritas é fortemente desencorajada (UICN 2012a). Em uma região pequena, um táxon de ampla distribuição

frequentemente troca indivíduos com regiões vizinhas, levando a avaliações não confiáveis (UICN 2012a).

Também é importante observar que em qualquer aplicação regional ou nacional dos critérios, uma avaliação de táxons endêmicos para aquela região ou país será uma avaliação global; nesses casos, muito cuidado deve ser tomado para verificar se uma avaliação global ainda não foi realizada por uma Autoridade da Lista Vermelha de SSC da UICN (RLA), e se a categorização final está de acordo com o RLA relevante; consulte as diretrizes regionais para mais detalhes (UICN 2003, 2012a).

2.1.3 Táxons introduzidos e subpopulações

Além das subpopulações selvagens (ver [seção 2.1.4](#)) dentro da distribuição histórica original de um táxon, o processo de categorização também deve ser aplicado a subpopulações selvagens resultantes de introduções fora da distribuição original, se todas as seguintes condições forem atendidas:

(a) A intenção conhecida ou provável da introdução era reduzir o risco de extinção do táxon sendo introduzido. Nos casos em que a intenção não é clara, os avaliadores devem pesar as evidências disponíveis para determinar a intenção mais provável.

(b) A subpopulação introduzida está geograficamente próxima à distribuição natural do táxon. O que é considerado geograficamente próximo o suficiente deve ser determinado pelo avaliador, considerando fatores como o tamanho da distribuição natural, a composição da paisagem que separa a distribuição natural da região de introdução, e se o táxon poderia ter se dispersado para a área onde foi introduzido sem os efeitos dos impactos humanos, como perda e fragmentação de habitat. Por exemplo, uma subpopulação introduzida em um continente distante da área natural não se qualificaria. Por outro lado, a maioria das subpopulações introduzidas na mesma ecorregião da distribuição original se qualificaria.

(c) A subpopulação introduzida produziu descendentes viáveis (ou seja, descendentes que atingiram a maturidade ou provavelmente o farão).

(d) Passaram-se pelo menos cinco anos desde a introdução.

Nos casos em que tais subpopulações introduzidas são incluídas na avaliação, os avaliadores devem justificar sua inclusão na documentação de suporte da avaliação.

Em alguns casos, os táxons expandiram com sucesso sua distribuição natural em áreas urbanas ou semiurbanas, por exemplo, primatas, raposas e algumas aves. Nesses casos, as áreas urbanas devem ser consideradas como parte da área natural, uma vez que os táxons não foram introduzidos.

Além dos táxons dentro de sua distribuição natural e subpopulações introduzidas fora da área natural do táxon que estejam em conformidade com as condições acima (também chamadas de "introduções benignas"), os critérios também devem ser aplicados a subpopulações autossustentáveis translocadas ou reintroduzidas (dentro da distribuição natural do táxon), independentemente do objetivo original de tais translocações ou reintroduções. Nesses casos, a categorização deve indicar se toda ou parte da população avaliada foi introduzida. Além disso, em tais casos, as condições (a) e (b) acima não são relevantes, mas as condições (c) e (d) devem ser atendidas.

2.1.4 Subpopulações manejadas

A avaliação da Lista Vermelha da UICN deve ser aplicada apenas a populações selvagens. Existe um contínuo de intensidades de manejo, desde populações cativas em zoológicos, aquários e

jardins botânicos até populações que não se beneficiam de nenhuma medida de conservação. Claramente, as populações em cativeiro não são consideradas "selvagens" e seriam excluídas de uma avaliação da Lista Vermelha (ou seja, os dados de tais populações não são considerados na determinação do status da espécie, exceto para EW). Por outro lado, subpopulações de muitas espécies dependem de medidas de conservação (como áreas protegidas) que são amplamente direcionadas para mitigar os impactos humanos. Essas subpopulações são geralmente consideradas "selvagens" e os dados dessas subpopulações são usados nas avaliações da Lista Vermelha. Entre essas estão subpopulações que são manejadas em níveis moderados de intensidade (Redford et al. 2011). Para essas subpopulações, a definição de "selvagem" pode ser baseada na intensidade do manejo e na viabilidade esperada da subpopulação sem o manejo.

Subpopulações dependentes de intervenção direta não são consideradas selvagens, se fossem extintas dentro de 10 anos sem manejo "intensivo", tais como:

- fornecer a maior parte das necessidades alimentares da maioria dos indivíduos da subpopulação;
- suplementar regularmente a população, a partir de estoque cativo para prevenir a extinção iminente;
- manipulações de reprodução, como adoção cruzada e redução da ninhada (ou seja, remover filhotes extras de ninhadas grandes e dar a pais adotivos); ou
- fornecer cuidados veterinários intensivos contínuos para a maioria dos indivíduos.

As subpopulações manejadas são consideradas selvagens se o manejo for para neutralizar efeitos de ameaças humanas, como:

- Áreas protegidas;
- patrulhas de prevenção à caça;
- abrigos artificiais (por exemplo, ninhos para aves, dormitórios para morcegos);
- tratamentos preventivos contra surtos de doenças;
- prevenir a sucessão da vegetação natural para manter o habitat da espécie;
- translocar indivíduos entre subpopulações existentes (consulte também a [seção 2.1.3](#));
- medidas de controle contra competidores ou predadores não nativos, incluindo o estabelecimento de cercas de exclusão, como aquelas usadas para impedir a entrada de predadores invasores;
- medidas de controle contra competidores ou predadores nativos se tais espécies aumentaram devido às atividades humanas (por exemplo, remoção de populações de aves parasitas de ninhos, como chupins, do gênero *Molothrus*, Icteridae) que aumentam devido à fragmentação do habitat); ou
- ocasionalmente suplementando a população a partir do estoque em cativeiro para aumentar a variabilidade genética.

Essa delimitação de "selvagem" e "não selvagem" corresponde aproximadamente à diferença entre "espécies de manejo leve" e "espécies de manejo intensivo", conforme definido por Redford *et al.* (2011).

2.2 Natureza das categorias

Existem nove categorias claramente definidas nas quais todos os táxons do mundo (excluindo micro-organismos) podem ser classificados ([Figura 2.1](#)). As definições completas das categorias são fornecidas no Quadro 2.1. As duas primeiras categorias na [Figura 2.1](#) são relativamente autoexplicativas. **Extinta** significa que não há dúvida razoável de que o último indivíduo morreu. **Extinta na natureza** significa que a espécie (ou táxon) está extinta em seu habitat natural (consulte Táxons introduzidos acima). As três categorias a seguir, **Criticamente em Perigo**, **Em Perigo** e **Vulnerável**, são atribuídas aos táxons com base em critérios quantitativos elaborados para refletir vários graus de ameaça de extinção; táxons em qualquer uma dessas três categorias

são referidos coletivamente como "ameaçados". Esses critérios serão discutidos mais detalhadamente na próxima seção. A categoria **Quase Ameaçada** é aplicada a espécies que não se qualificam como ameaçadas agora, mas podem estar perto de se qualificar como ameaçadas, e a espécies que atualmente não atendem aos critérios para uma categoria de ameaça, mas provavelmente o farão se as ações de conservação em andamento forem reduzidas, interrompidas ou cessadas.

A categoria **Menos Preocupante** é aplicada a táxons que não se qualificam (e não estão perto de se qualificar) como ameaçados ou Quase Ameaçados. É importante enfatizar que "menos preocupante" significa simplesmente que, em termos de risco de extinção, essas espécies são menos preocupantes do que espécies em outras categorias de ameaça. Isso não implica que essas espécies não sejam de interesse de conservação.

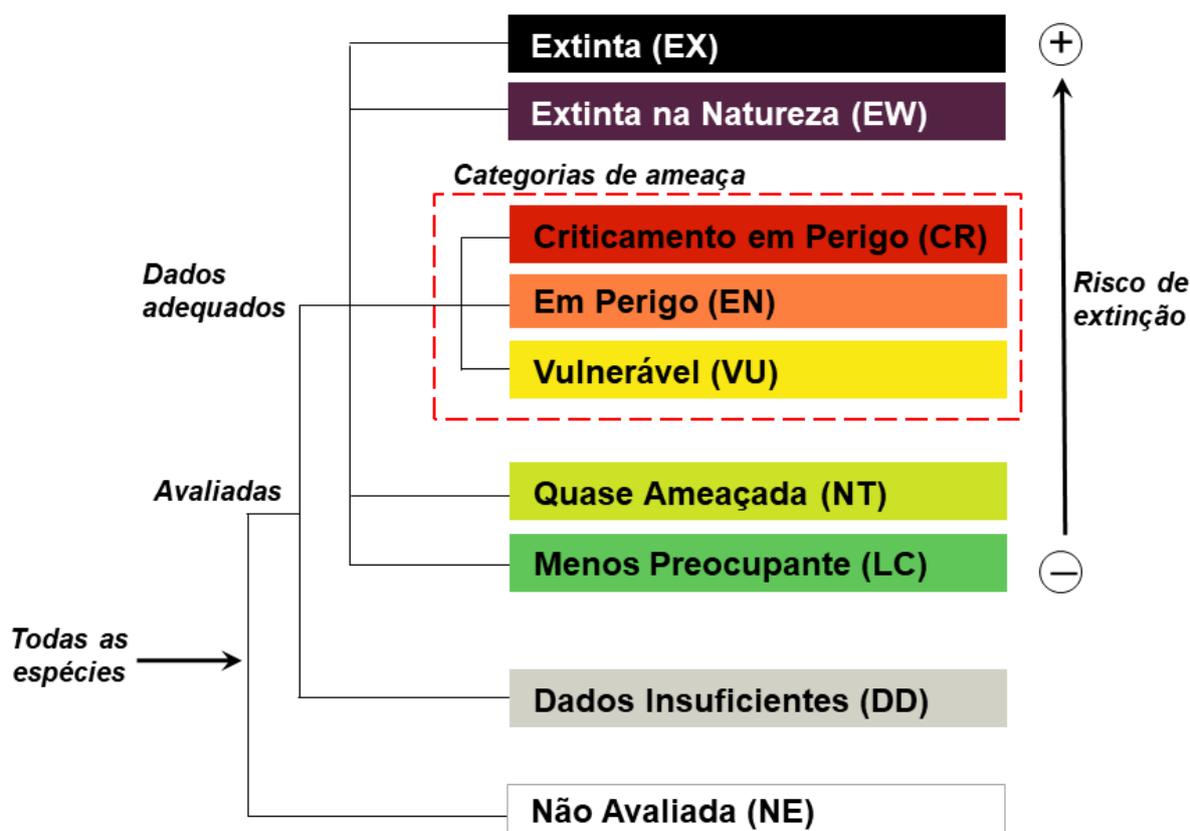


Figura 2.1. Estrutura das Categorias da Lista Vermelha da UICN

Quadro 2.1. As Categorias da Lista Vermelha da UICN

EXTINTA – EX (*Extinct*)

Uma espécie (ou táxon) é categorizada como Extinta quando não há dúvida razoável de que o último indivíduo dessa espécie morreu. Uma espécie é considerada Extinta quando levantamentos exaustivos em habitats conhecidos e/ou esperados, em momentos apropriados (diurno, sazonal, anual), em toda sua distribuição histórica, não registraram nenhum indivíduo. As pesquisas devem ter sido realizadas em intervalo de tempo apropriado para os ciclos de vida e a forma de vida do táxon.

EXTINTA NA NATUREZA – EW (*Extinct in the Wild*)

Uma espécie (ou táxon) é categorizada como Extinta na Natureza quando se sabe que os últimos indivíduos sobrevivem apenas em cultivo, em cativeiro ou como uma população (ou populações) naturalizada sabidamente fora da distribuição histórica. Uma espécie é considerada Extinta na Natureza quando pesquisas exaustivas em habitats conhecidos e/ou esperados, em momentos apropriados (diurno, sazonal, anual), em toda sua distribuição histórica, não registraram nenhum indivíduo. As pesquisas devem ser realizadas em um intervalo de tempo apropriado ao ciclo de vida e à forma de vida do táxon.

CRITICAMENTE EM PERIGO – CR (*Critically Endangered*)

Uma espécie (ou táxon) é categorizada como Criticamente em Perigo quando a melhor evidência disponível indica que ela atende a qualquer um dos critérios de A a E para Criticamente em Perigo e, portanto, considera-se que esteja sob risco extremamente alto de extinção na natureza.

EM PERIGO – EN (*Endangered*)

Uma espécie (ou táxon) é categorizada como Em Perigo quando a melhor evidência disponível indica que ela atende a qualquer um dos critérios de A a E para Em Perigo e, portanto, considera-se que esteja sob risco muito alto de extinção na natureza.

VULNERÁVEL – VU (*Vulnerable*)

Uma espécie (ou táxon) é categorizada como Vulnerável quando a melhor evidência disponível indica que ela atende a qualquer um dos critérios de A a E para Vulnerável e, portanto, considera-se que esteja sob risco alto de extinção na natureza.

QUASE AMEAÇADA – NT (*Near Threatened*)

Uma espécie (ou táxon) é categorizada como Quase Ameaçada quando foi avaliada pelos critérios, mas não se qualificou como Criticamente em Perigo, Em Perigo ou Vulnerável neste momento, estando, porém, próximo ou passível de ser categorizada em uma das categorias de ameaça em um futuro próximo.

MENOS PREOCUPANTE – LC (*Least Concern*)

Uma espécie (ou táxon) é categorizada como Menos Preocupante quando foi avaliada de acordo com os critérios e não se qualificou como Criticamente em Perigo, Em Perigo, Vulnerável ou Quase Ameaçada. Táxons de ampla distribuição e abundantes são geralmente incluídos nesta categoria.

DADOS INSUFICIENTES – DD (*Data Deficient*)

Uma espécie (ou táxon) é categorizada em Dados Insuficientes quando não há informações adequadas para fazer uma avaliação direta ou indireta de seu risco de extinção com base em sua distribuição e/ou status populacional. Um táxon nesta categoria pode ser bem estudado e ter sua biologia bem conhecida, mas faltam dados apropriados sobre abundância e/ou distribuição. A insuficiência de dados não é, portanto, uma categoria de ameaça. A inclusão nesta categoria indica que mais informações são necessárias e reconhece que pesquisas futuras poderão demonstrar que a inclusão em categorias de ameaça é apropriada. É importante fazer uso positivo de todos os dados disponíveis. Em muitos casos, deve-se ter muito cuidado ao escolher entre DD e uma categoria de ameaça. Se houver suspeita de que a distribuição de um táxon é relativamente restrita, ou se houver transcorrido um tempo considerável desde o último registro do táxon, um status de ameaça pode muito bem ser justificado.

NÃO AVALIADO – NE (*Not Evaluated*)

Um táxon é categorizado como Não Avaliado se ainda não foi avaliado em relação aos critérios.

As duas categorias restantes não refletem o status de ameaça dos táxons. A categoria Dados Insuficientes destaca táxons para os quais faltam informações suficientes para fazer uma avaliação sólida. Embora a inclinação para avaliar táxons como Dados Insuficientes possa ser muito forte,

deve-se enfatizar que os avaliadores devem usar todos os dados disponíveis na íntegra ao fazer uma avaliação da Lista Vermelha. Geralmente faltam informações precisas sobre táxons raros e, embora os critérios sejam altamente quantitativos e definidos, pode-se usar projeções, suposições e inferências (desde que sejam explicitamente declaradas e claramente justificadas) para enquadrar um táxon na categoria apropriada. Visto que Dados Insuficientes não é uma categoria de ameaça, os táxons nesta categoria em geral não serão alvos óbvios para ações de conservação, embora suas necessidades possam ser muito grandes. Os avaliadores devem usar todas as informações disponíveis e relevantes para fazer avaliações e colocar os táxons na categoria Dados Insuficientes somente quando realmente não houver alternativa. A orientação sobre como lidar com a incerteza é especialmente relevante no caso de táxons pouco conhecidos (ver [seção 3.2](#)). A categoria Não Avaliado se aplica a táxons que ainda não foram avaliados de acordo com os critérios da Lista Vermelha.

O termo "*redlisted*" não é definido na UICN (2001), e não é empregado neste documento, por ser ambíguo quanto a incluir ou não espécies categorizadas como Menos Preocupante, uma vez que as espécies nesta categoria estão incluídas na Lista Vermelha da UICN. Para se referir às espécies que têm avaliações na Lista Vermelha da UICN, a frase "avaliadas para a Lista Vermelha da UICN" pode ser usada. Para se referir a espécies Extintas na Natureza, em alguma categoria de ameaça, ou Quase Ameaçadas (ou seja, EW, CR, EN, VU, NT), a frase "espécies de alta preocupação para a conservação" pode ser usada.

2.2.1 Mudança de categoria

As seguintes regras se aplicam ao movimento de táxons entre categorias:

- A. Um táxon pode ser movido de uma categoria de maior ameaça para uma categoria de menor ameaça se e quando nenhum dos critérios da categoria mais alta tiver sido atendido por cinco anos ou mais (ou seja, se o táxon se qualificou para uma ameaça menor há pelo menos cinco anos, independentemente de quando foi publicada a avaliação anterior). Assim, o período de 5 anos começa quando os dados mostram que o táxon não atende mais aos critérios para a categoria na qual está listado atualmente; esta não é necessariamente a data da avaliação anterior. Se não for possível identificar o ano em que o táxon se qualificou para a categoria de ameaça mais baixa, o ano de avaliação atual é usado como o início do período de 5 anos. No entanto, se o táxon estiver sendo movido de EW como resultado do estabelecimento de uma população reintroduzida, esse período deve ser de cinco anos ou até que uma prole viável seja produzida, o que for mais longo.
- B. Se a categorização original for considerada incorreta, o táxon pode ser transferido para a categoria apropriada ou removido completa e imediatamente das categorias de ameaça. No entanto, neste caso, o táxon deve ser reavaliado em relação a todos os critérios para esclarecer o seu real estado de ameaça.
- C. Transferências de categorias de risco mais baixo para categorias de risco mais alto devem ser feitas sem demora.
- D. A justificativa para uma mudança de categoria deve ser documentada de uma das seguintes formas:

Mudança genuína:

Genuína (recente). A mudança na categoria é resultado de mudança genuína de status desde a avaliação anterior. Por exemplo, a mudança se deve ao aumento da taxa de declínio, diminuição da população ou do tamanho da distribuição ou do hábitat, ou a declínios

nestes pela primeira vez (devido ao aumento das ameaças ou de novas ameaças), com novos limiares sendo atingidos em relação aos critérios da Lista Vermelha da UICN.

Genuína (desde a primeira avaliação). Aplicável a táxons avaliados pelo menos três vezes e usada para atribuir mudanças de categoria genuínas no intervalo de tempo apropriado para calcular o Índice da Lista Vermelha. A mudança de categoria é resultado de uma mudança genuína de estado ocorrida antes da última avaliação, mas desde a primeira avaliação, e que acaba de ser detectada devido a novas informações ou nova documentação. Se essas novas informações estivessem disponíveis anteriormente, a nova categoria teria sido atribuída durante as avaliações anteriores. Quando este código é usado, o intervalo de tempo apropriado (entre avaliações anteriores) em que a mudança de status ocorreu precisa ser indicado [Veja exemplo abaixo].

Mudança não genuína:

Revisão de critérios. A mudança na categoria é o resultado da revisão dos Critérios da Lista Vermelha da UICN (por exemplo, versões de 1994 v. 2001). Estes se relacionam amplamente com os critérios A2, A3, A4, D2 e a remoção da categoria 'Dependente de Conservação'.

Nova informação. A mudança de categoria é o resultado de um melhor conhecimento sobre o táxon, por ex. devido a informações novas ou recentemente sintetizadas sobre o status do táxon (por exemplo, melhores estimativas do tamanho da população, tamanho da distribuição ou da taxa de declínio).

Taxonomia. A nova categoria é diferente da anterior devido a uma mudança taxonômica adotada após a avaliação anterior. Essas mudanças incluem: divisão recente (o táxon foi recentemente elevado ao nível de espécie), sinonimização recente (o táxon é reconhecido após a agregação de dois táxons previamente reconhecidos) e não é mais válido (ou o táxon não é mais válido, por exemplo, porque é agora considerado um híbrido ou variante, forma ou subespécie de outra espécie, ou o táxon anteriormente reconhecido difere do atual como resultado de uma divisão ou sinonímia).

Interpretação errada dos critérios ('Conhecimento dos critérios' no SIS). A categoria anterior foi aplicada com erro porque o(s) avaliador(es) entendeu mal os Critérios da Lista Vermelha da UICN.

Dados incorretos. A categoria anterior foi aplicada por engano porque foram usados dados incorretos (por exemplo, os dados se referem a um táxon diferente).

Outros. A mudança de categoria é o resultado de outros motivos que não são facilmente abrangidos pelos itens acima e/ou requerem maiores explicações. Os exemplos incluem mudança na postura do avaliador em relação ao risco e incerteza (conforme definido na [seção 3.2.3](#)) e mudanças neste documento de diretrizes.

Sem alteração: Quando não houver alteração na categoria, uma das seguintes opções deve ser especificada.

Mesma categoria e critérios. Em outras palavras, nenhuma alteração na listagem.

Mesma categoria, mas mudança de critérios. Por exemplo, mudança de EN A2 para EN D.

Determinar o motivo apropriado para a mudança geralmente requer uma consideração cuidadosa. Muitas mudanças de categoria resultam de uma combinação de conhecimento aprimorado e algum elemento de deterioração genuína ou melhoria de status. Em tais casos, "genuíno" só deve ser atribuído se a quantidade de mudança genuína (por exemplo, mudança no tamanho da população, mudança na taxa de declínio, mudança no tamanho da distribuição etc.) for suficiente por si só

para ultrapassar o limiar relevante da Categoria da Lista Vermelha. Motivos genuínos e não genuínos para mudança nunca devem ser codificados ao mesmo tempo.

Exemplo. Espécie A previamente qualificada como Em Perigo (D) com uma população estimada em 150 indivíduos; é reavaliada como Vulnerável (D1) porque sua população agora é estimada em 400 indivíduos; a nova estimativa é em parte resultado da descoberta de uma nova subpopulação estável com 50 indivíduos, e em parte porque a subpopulação anteriormente conhecida aumentou de 150 para 350 indivíduos. O aumento genuíno é suficiente para que a população total ultrapasse o limiar de Vulnerável, portanto, a mudança de categoria é codificada como Mudança Genuína (recente), e Mudança Não Genuína (novas informações) não deve ser indicada como o motivo da mudança neste caso.

Exemplo. Espécie B previamente qualificada como Em Perigo (D) com uma população estimada em 150 indivíduos; é reavaliada como Vulnerável (D1) porque sua população agora é estimada em 400 indivíduos; a nova estimativa é em parte resultado da descoberta de uma nova subpopulação estável com 200 indivíduos, e em parte porque a subpopulação anteriormente conhecida aumentou de 150 para 200 indivíduos. O aumento genuíno neste caso é insuficiente para ter levado a população total acima do limiar de Vulnerável, (deveria ter sido categorizada como Vulnerável também na avaliação anterior), então o motivo da mudança de categoria é codificado como Mudança Não Genuína (Novas informações), e não como Genuína (recente) neste caso.

Nos casos em que uma mudança de categoria resulta de uma combinação de divisão taxonômica e mudança genuína, a mudança deve ser codificada como Taxonomia se o táxon atualmente reconhecido teria se qualificado para a categoria superior ou inferior da Lista Vermelha anteriormente; caso contrário, deve ser codificado como Mudança Genuína (recente).

Exemplo. A espécie C era previamente categorizada como VU D1 com uma população total estimada em 600 indivíduos. É então dividida em espécie D (540 indivíduos e estável) e espécie E (agora apenas 40 indivíduos, tendo diminuído de 60 indivíduos na avaliação anterior). Esta mudança de categoria para a espécie E (anteriormente 'Não reconhecida', mas agora CR C1) deve ser codificada como Genuína (recente) porque teria sido qualificada como Em Perigo D na avaliação anterior. (A espécie D seria classificada como VU D1).

Todas as mudanças de categoria do tipo Genuína (recente) ou Genuína (desde a primeira avaliação) devem ser sustentadas com notas detalhadas para justificar porque a mudança foi codificada como genuína.

Exemplo. O Falcão das Ilhas Mauritis *Falco punctatus* foi rebaixado de CR (1988) para EN em 1994; isto foi codificado como Genuíno (recente) com a observação: "A população aumentou de oito pares em 1987-1988 para 56-68 pares em 1994 como resultado da proibição da caça".

Exemplo. O rouxinol de Montserrat *Icterus oberi* foi transferido de NT (1994) para CR em 2000; isto foi codificado como Mudança Genuína (recente) com a observação: "No início dos anos 1990, esta espécie ocorria ao longo das três principais cadeias de montanhas florestadas da ilha, mas erupções vulcânicas em 1995-1997 destruíram dois terços do habitat remanescente. Evidências recentes sugerem que o declínio pode agora ter parado, e a população é estimada em cerca de 100-400 pares".

Exemplo. O corvo etíope *Zavattariornis stresemanni* foi elevado de Vulnerável a Em Perigo em 2005. Esta mudança de categoria foi codificada como Mudança Genuína (desde a primeira avaliação), com a mudança genuína atribuída ao período de 1994-2000, e a observação "As taxas de encontro diminuíram 80% entre 1989 e 2003. Assumindo que os declínios começaram em 1989, o declínio cumulativo teria excedido 50% em 10 anos pela primeira vez durante o período de 1994-2000".

2.3 Natureza dos critérios

Existem cinco critérios quantitativos que são usados para determinar se um táxon está ameaçado ou não e, se ameaçado, a qual categoria de ameaça ele pertence (Criticamente em Perigo, Em Perigo ou Vulnerável) (Tabela 2.1). Esses critérios são baseados em indicadores biológicos de populações ameaçadas de extinção, como rápido declínio populacional ou tamanho populacional muito pequeno. A maioria dos critérios também inclui subcritérios que devem ser usados para justificar mais especificamente a listagem de um táxon em uma categoria particular. Por exemplo, um táxon "Vulnerável C2a(ii)" foi colocado na categoria Vulnerável porque sua população é inferior a 10.000 indivíduos maduros (critério C) e a população está passando por um declínio

continuado e todos os seus indivíduos maduros estão em uma subpopulação (subcritério a(ii) do critério C2).

Os cinco critérios são:

- A. Redução do tamanho da população (passado, presente e/ou projetado);**
- B. Tamanho da distribuição geográfica e fragmentação, poucas localizações condicionadas à ameaça, declínio ou flutuações;**
- C. Tamanho populacional pequeno e com declínio e fragmentação, flutuações ou poucas subpopulações;**
- D. Tamanho de população muito pequeno ou distribuição muito restrita;**
- E. Análise quantitativa de risco de extinção (exemplo: Análise de Viabilidade da População).**

Para listar um determinado táxon em qualquer uma das categorias de ameaça, apenas um dos critérios, A, B, C, D ou E precisa ser atendido. No entanto, um táxon deve ser avaliado em relação a tantos critérios quanto os dados disponíveis permitirem, e a listagem deve ser anotada por tantos critérios quantos forem aplicáveis para uma categoria específica de ameaça. Por exemplo, Criticamente em Perigo: A2cd; B1ab(iv,v); C2a(i). Apenas os critérios para a categoria mais alta de ameaça para a qual o táxon se qualifica devem ser listados. Por exemplo, se um táxon se qualifica para os critérios A, B e C na categoria Vulnerável e Em Perigo e apenas o critério A na categoria Criticamente em Perigo, então apenas o critério A atendido na categoria Criticamente em Perigo deve ser listado (a categoria mais alta de ameaça). Os avaliadores são incentivados a documentar os critérios sob os quais uma espécie atende às categorias de menor ameaça, porque tais informações são críticas para planejar sua recuperação.

Embora os critérios para cada uma das categorias de ameaça sejam baseados em limiares quantitativos, o sistema permanece relativamente flexível para garantir que táxons para os quais haja muito pouca informação também possam ser avaliados. Isso foi conseguido incorporando inferência, suspeita e projeção ao processo de avaliação. Portanto, espera-se que a pessoa que realiza uma avaliação use as melhores informações disponíveis em combinação com inferência, suspeita e projeção para testar um táxon em relação aos critérios. No entanto, se inferência, suspeita e projeção forem usadas, as suposições feitas devem ser documentadas. Se houver qualquer preocupação razoável de que um táxon esteja ameaçado de extinção no futuro próximo, ele deve se qualificar para os critérios de uma das categorias de ameaça.

Tabela 2.1. Resumo dos cinco critérios (A-E) usados para avaliar se um táxon pertence a uma categoria de ameaça (Criticamente em Perigo, Em Perigo ou Vulnerável).

A. Redução do Tamanho Populacional (medida ao longo de 10 anos ou 3 gerações, o que for mais longo) baseado em uma de A1 a A4			
	Criticamente em Perigo	Em Perigo	Vulnerável
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 e A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
<p>A1 Redução da população observada, estimada, inferida ou suspeitada de ter ocorrido no passado, sendo as causas da redução claramente reversíveis E compreendidas E tenham cessado.</p> <p>A2 Redução da população observada, estimada, inferida ou suspeitada de ter ocorrido no passado, sendo que as causas da redução podem não ter cessado OU não serem compreendidas OU não serem reversíveis.</p> <p>A3 Redução da população projetada ou suspeitada de ocorrer no futuro (até um máximo de 100 anos). [(a) não pode ser usada para A3]</p> <p>A4 Redução da população observada, estimada, inferida, projetada ou suspeitada, sendo que o período de tempo deve incluir tanto o passado quanto o futuro (até um máximo de 100 anos no futuro), e as causas da redução podem não ter cessado OU não serem compreendidas OU não serem reversíveis.</p>	baseado em um ou mais dos seguintes itens:	<p>(a) observação direta (exceto A3);</p> <p>(b) índice de abundância apropriado para o táxon;</p> <p>(c) declínio na área de ocupação, extensão de ocorrência e/ou qualidade do habitat;</p> <p>(d) níveis reais ou potenciais de exploração;</p> <p>(e) efeitos de táxons introduzidos, hibridação, patógenos, poluentes, competidores ou parasitas.</p>	
B. Distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínios ou flutuações			
	Criticamente Em Perigo	Em Perigo	Vulnerável
B1 Extensão de ocorrência (EOO)	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2 Área de ocupação (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
E pelo menos duas das seguintes condições:			
(a) População severamente fragmentada, OU número de localizações condicionadas à ameaça	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) declínio continuado observado, estimado, inferido ou projetado em: (i) extensão de ocorrência; (ii) área de ocupação; (iii) área, extensão e/ou qualidade do habitat; (iv) número de localizações condicionadas à ameaça ou subpopulações; (v) número de indivíduos maduros.			
(c) flutuações extremas em: (i) extensão de ocorrência; (ii) área de ocupação; (iii) número de localizações condicionadas à ameaça ou subpopulações; (iv) número de indivíduos maduros.			
C. Tamanho da população pequeno e em declínio			
	Criticamente Em Perigo	Em Perigo	Vulnerável
Número de indivíduos maduros	< 250	< 2.500	< 10.000
E pelo menos um dos seguintes:			
C1. Um declínio continuado observado, estimado ou projetado de pelo menos (até um máximo de 100 anos no futuro):	25% em 3 anos ou 1 geração (o que for mais longo)	20% em 5 anos ou 2 gerações (o que for mais longo)	10% em 10 anos ou 3 gerações (o que for mais longo)
C2. Um declínio continuado observado, estimado, projetado ou inferido E pelo menos uma das três condições:			
(i) número de indivíduos maduros em cada subpopulação:	≤ 50	≤ 250	≤ 1.000
(a) (ii) % de indivíduos maduros em uma única subpopulação	90–100%	95–100%	100%
(b) flutuações extremas no número de indivíduos maduros			
D. População muito pequena ou distribuição muito restrita			
	Criticamente Em Perigo	Em Perigo	Vulnerável
D Número de indivíduos maduros	< 50	< 250	D1. < 1.000
D2 Área de ocupação restrita ou número de localizações sob uma ameaça futura plausível que pode levar o táxon à condição de CR ou EX em muito curto prazo.	-	-	D2. Tipicamente AOO < 20 km ² ou Número de localizações ≤ 5
E. Análises quantitativas			
	Criticamente Em Perigo	Em Perigo	Vulnerável
Indicando que a probabilidade de extinção na natureza é de:	≥ 50% em 10 anos ou 3 gerações, o que for mais longo (máx. 100 anos)	≥ 20% em 20 anos ou 5 gerações, o que for mais longo (máx. 100 anos)	≥ 10% em 100 anos

O uso desta tabela resumo requer total compreensão das categorias e critérios da Lista Vermelha da UICN e das Diretrizes para o uso das categorias e critérios da Lista Vermelha da UICN. Por favor, consulte os dois documentos para obter explicações sobre os termos e conceitos usados aqui.

A inclusão na categoria mais alta de ameaça (em vez de, por exemplo, calcular a média do risco de extinção entre os cinco critérios) garante uma abordagem mais preventiva para tomar decisões urgentes com base em informações limitadas. Isso também embasa a avaliação de risco geral nos fatores que são mais críticos para a persistência das espécies. Essa abordagem é semelhante a médicos de pronto-socorro que focam sua avaliação dos pacientes nos sintomas mais graves, em vez de uma média, onde os sintomas positivos cancelam os negativos (Collen *et al.* 2016). Os cinco critérios (A-E) são derivados de uma ampla revisão destinada a detectar fatores de risco em uma ampla gama de organismos com diferentes histórias de vida. Os critérios visam detectar sintomas de perigo, e não causas. Portanto, os critérios são aplicáveis a qualquer processo de ameaça que resulte em sintomas como declínio populacional passado e futuro, populações pequenas e distribuições geográficas pequenas. Um táxon pode ser classificado como ameaçado mesmo se um processo de ameaça não puder ser identificado. Independentemente da natureza das ameaças, as avaliações devem seguir a UICN (2001, 2012b) e essas diretrizes para garantir a aplicação válida dos critérios. No entanto, ameaças diferentes, especialmente novas ameaças ou processos mal compreendidos, como a mudança climática global, podem exigir orientação adicional na aplicação de definições e critérios. A [Seção 12](#) fornece orientações específicas para diferentes ameaças.

Alguns estudos sugerem que quando os táxons são avaliados sob todos os cinco critérios, há uma tendência para que sejam categorizados nos critérios de A a D ao invés de E. Existem várias razões possíveis para isso. Em primeiro lugar, uma avaliação confiável segundo o critério E geralmente requer mais dados e análises e, na prática, o processo pode frequentemente ser incompleto. Em segundo lugar, mesmo que cada critério corresponda, em média, a um risco idêntico de extinção, a probabilidade de que uma dada espécie atenda a pelo menos um dos quatro critérios será maior do que a probabilidade de que atenda a um critério. Terceiro, os limiares nos critérios de A a D podem ser de mais precaução. Isso seria justificado porque se baseiam em informações parciais e costumam ser usados em situações de escassez de dados, enquanto o critério E pode (e deve) incorporar todos os fatores que influenciam a dinâmica populacional. Em situações de escassez de dados, onde os dados permitem que apenas um ou dois dos critérios A-D sejam avaliados, seria muito fácil "perder" táxons que deveriam ser categorizados (Keith *et al.* 2000); em outras palavras, os erros de categorização serão mais amplos em A-D, portanto, seus limiares devem ser de mais precaução. Mesmo assim, deve-se notar que, embora alguns estudos sugiram que os critérios A-D são de mais precaução do que o critério E (por exemplo, Gärdenfors 2000), outros estudos indicam que os critérios A-D podem não ser de muita precaução, particularmente quando os dados são limitados (por exemplo, Keith *et al.* 2004).

2.3.1 Os limiares quantitativos

Os valores quantitativos apresentados nos critérios associados às categorias de ameaça foram desenvolvidos por meio de ampla consulta e são definidos em níveis considerados adequados (ou seja, níveis que geram categorias de ameaças informativas abrangendo a faixa de probabilidades de extinção; veja abaixo). Buscou-se ampla consistência entre eles. O processo e a base técnica para o sistema da Lista Vermelha da UICN e os processos biológicos fundamentais subjacentes ao declínio e extinção da população nos quais os critérios se baseiam, são descritos por Mace *et al.* (2008).

Os valores quantitativos estabelecem os limiares entre as categorias da Lista Vermelha CR e EN, EN e VU, e VU e NT. Um equívoco sobre os critérios é que esses limiares são arbitrários. Há subjetividade no estabelecimento de limites entre as categorias de risco, e nenhuma razão teórica para que eles não sejam subjetivos (Collen *et al.* 2016). Na verdade, eles têm que ser subjetivos,

porque dividem o risco de extinção, uma métrica contínua, em blocos de categorias. Assim, seus valores numéricos só podem ser baseados em considerações práticas, não teóricas.

Dois tipos de considerações práticas são relevantes. A primeira é a utilidade ou relevância para a conservação da lista resultante de espécies em diferentes categorias de ameaça. O contínuo poderia ter sido dividido de forma diferente, resultando em poucas espécies, ou uma grande maioria de espécies, em uma das categorias de ameaça. Em termos de fornecer informações para a conservação, isso não teria sido muito útil. As proporções atuais de espécies nas três categorias de ameaça mostram que os limiares atuais são razoáveis: tanto para grupos totalmente avaliados quanto para grupos para os quais um subconjunto aleatório de espécies foi avaliado, a proporção de táxons em cada categoria não é desprezível nem esmagadora, satisfazendo o objetivo da Lista Vermelha de fornecer um índice informativo de risco de extinção (Collen *et al.* 2016).

O segundo tipo de consideração prática envolve limitações referentes à disponibilidade e qualidade dos dados. Por exemplo, o limiar mais alto para o critério A é definido em 90% porque se fosse definido mais próximo de 100% de redução, o táxon pode ser extinto antes de ser classificado como CR. O limiar mais baixo é definido em 30%; foi aumentado de 20% na versão anterior dos critérios (ver. 2.3; UICN 1994) para melhor diferenciar flutuações de reduções. Os limiares restantes são então distribuídos mais ou menos uniformemente entre 30% e 90%. Considerações semelhantes se aplicam ao horizonte de tempo do critério A, que precisa ser longo o suficiente para permitir que declínios reais sejam detectados e para permitir que declínios sejam distinguidos de flutuações. O horizonte de tempo também precisa ser curto o suficiente para permitir uma estimativa confiável e representar um risco de extinção substancial em um determinado declínio geral. Em termos de métricas espaciais, os limiares equilibram a necessidade de precisão e a natureza grosseira dos dados de distribuição da maioria dos táxons. Por exemplo, limiares mais baixos de área de ocupação (AOO) poderiam ter sido adotados, mas isso teria exigido uma métrica mais precisa (um tamanho de grade menor do que a de 2 x 2 km recomendada; veja [seção 4.10](#)), o que é impraticável para a maioria dos táxons.

Um atributo importante dos limiares numéricos nos critérios é que há um único conjunto de limiares que se aplica a todos os táxons, permitindo comparações entre os táxons. Claro, táxons diferentes têm características diferentes, e essa variabilidade é explicada pelo uso de definições adaptadas, ou seja, definições de parâmetros que incorporam características da história de vida do táxon (como a definição do número de indivíduos maduros). Essas definições levam em consideração a história de vida da espécie; além disso, os critérios incorporam a história de vida ao dimensionar as respostas da população a processos de ameaça em função do tempo de geração para acomodar a variação na reposição da população (embora, para fins práticos, o horizonte de tempo para declínios futuros seja limitado a 100 anos, independentemente da duração da geração). A falha em considerar corretamente as definições causa a maioria dos erros e equívocos sobre o uso dessas métricas padronizadas. Como resultado, muitas dessas diretrizes (por exemplo, todas da [seção 4](#)) são dedicadas à definição de termos e parâmetros usados nos critérios.

Outro atributo importante dos limiares numéricos nos critérios é que eles estão exclusivamente vinculados às definições das variáveis correspondentes. Em outras palavras, comparar um valor medido com um limiar requer que o valor seja medido conforme definido na UICN (2001, 2012b) e nestas diretrizes. Um tipo de erro comum é aplicar esses limiares a valores de variáveis que não são calculados de acordo com as definições fornecidas aqui. Por exemplo, a aplicação de limiares de redução do critério A para declínios em períodos diferentes de três gerações / 10 anos (por exemplo, Shoo *et al.* 2005) resultaria em estimativas de risco que não são consistentes com as categorias da Lista Vermelha (para outros exemplos, consulte Akçakaya *et al.* 2006).

Mesmo quando há boas razões para medir a redução em um período diferente (ver [seção 4.5.1](#)), o valor medido deve ser escalonado para o período correto antes de ser comparado aos limiares do critério A. Da mesma forma, aplicar os limiares de AOO a áreas medidas em alta resolução (por exemplo, Cardoso *et al.* 2011), ou aplicar os limiares de extensão de ocorrência (EOO) a áreas calculadas de acordo com a definição de AOO (por exemplo, Ocampo-Peñuela *et al.* 2016) resultaria em categorias de ameaça que não são comparáveis às categorias da Lista Vermelha, resultando na aplicação inválida dos critérios. Conseqüentemente, as áreas calculadas devem ser medidas de acordo com as definições de AOO e EOO (ou devem ser aumentadas ou reduzidas conforme apropriado) antes que possam ser comparadas aos limiares dessas variáveis. Para mais informações, veja [seções 4.10.3](#) e [4.10.7](#).

2.4 Prioridades e ações de conservação

A categoria de ameaça não é necessariamente suficiente para determinar as prioridades das ações de conservação. A categoria de ameaça simplesmente fornece uma avaliação do risco de extinção nas circunstâncias atuais, enquanto um sistema para detectar as prioridades de ação incluirá vários outros fatores relativos à ação de conservação, como custos, logística, chances de sucesso e outras características biológicas (Mace e Lande 1991). A Lista Vermelha não deve, portanto, ser interpretada como uma forma de definir prioridades (UICN 2001, 2012b). A diferença entre medir ameaças e planejar as prioridades de conservação precisa ser enfatizada. No entanto, a avaliação de táxons usando os Critérios da Lista Vermelha representa um primeiro passo crítico no estabelecimento de prioridades para ações de conservação.

Muitos táxons avaliados com os Critérios da Lista Vermelha da UICN já estarão sujeitos a algum nível de ação de conservação. Os critérios para as categorias de ameaça devem ser aplicados a táxons sujeito a diferentes níveis de ação de conservação, e quaisquer medidas de conservação devem ser incluídas na documentação de avaliação. É importante enfatizar aqui que um táxon pode requerer ação de conservação mesmo que não seja listado como ameaçado, e que táxons ameaçados efetivamente conservados podem, à medida que seu status melhora com o tempo, deixar de se qualificar para as categorias de ameaça.

2.5 Documentação

Todas as avaliações devem ser documentadas. As categorizações de ameaça devem indicar os critérios e subcritérios atendidos. Por exemplo, para um táxon listado como Em Perigo A2cd, o critério A2 indica que o táxon sofreu redução populacional de 50% ou mais nos últimos 10 anos ou três gerações (o que for mais longo) e os subcritérios indicam que o declínio em indivíduos maduros foi causado por um declínio na EOO, AOO e/ou na qualidade do habitat, além da exploração. Listar claramente os subcritérios fornece os argumentos lógicos para colocar um táxon em uma categoria específica e, se necessário, o raciocínio pode ser reexaminado. Nenhuma avaliação em uma categoria de ameaça ou NT pode ser aceita para a Lista Vermelha da UICN como válida, a menos que pelo menos um critério e quaisquer subcritérios de qualificação sejam fornecidos. Se mais de um critério ou subcritério for atendido para a categoria de ameaça mais alta, cada um deve ser listado. Os critérios que atendem às categorias inferiores de ameaça também devem ser documentados na justificativa da avaliação. Se uma reavaliação indicar que o critério documentado não é mais atendido, isso não deve resultar no rebaixamento automático a uma categoria inferior de ameaça (*downlisting*). Em vez disso, o táxon deve ser reavaliado em relação a todos os critérios para esclarecer seu status. Devem ser documentados os fatores utilizados para qualificar o táxon nos critérios, especialmente quando inferência, suspeita e projeção são utilizadas. Todos os dados usados devem ser referenciados a uma publicação disponível no domínio público, ou então devem ser disponibilizados. Os requisitos de documentação completa são fornecidos no Anexo 3 das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN (versão 3.1)

(UICN 2012b) e nos *Padrões de Documentação e Verificações de Consistência para Avaliações da Lista Vermelha da UICN e Fichas de Espécies*, disponíveis para download em: <https://www.UICNredlist.org/resources/supporting-information-guidelines>

3. Qualidade dos Dados

3.1 Disponibilidade de dados, inferências, suspeitas e projeções

Os Critérios da Lista Vermelha da UICN devem ser aplicados a táxons em uma escala global. No entanto, é muito raro que dados detalhados e relevantes estejam disponíveis ao longo de toda a distribuição de um táxon. Por esta razão, os Critérios da Lista Vermelha são projetados para incorporar o uso de inferência, suspeitas e projeção, possibilitando que os táxons sejam avaliados a partir de dados incompletos. Embora os critérios sejam de natureza quantitativa, a ausência de dados de alta qualidade não deve impedir a aplicação dos critérios. Além da qualidade e integridade dos dados (ou falta deles), pode haver incerteza no próprio conjunto de dados, o que precisa ser considerado em uma avaliação da Lista Vermelha. A incerteza dos dados é discutida separadamente na [seção 3.2](#).

Os critérios da UICN empregam os termos Observado, Estimado, Projetado, Inferido e Suspeitado para se referir à natureza da evidência (incluindo aspectos de qualidade dos dados) para critérios específicos. A ordem relativa da qualidade dos dados é Observada > Estimada (passado) = Projetada (futuro) > Inferida > Suspeitada. Alguns critérios têm requisitos mínimos específicos de qualidade de dados (Tabela 3.1). Por exemplo, o critério A permite redução inferida ou suspeitada, enquanto o critério C1 permite apenas declínios estimados e o critério C2 especifica declínios observados, projetados ou inferidos.

Tabela 3.1. Requisitos mínimos de qualidade de dados para os critérios A-E. Se os dados para o parâmetro listado forem de qualidade inferior à especificada ("Qualidade mínima"), o critério especificado será considerado como não atendido, mesmo que o valor numérico atenda ao limite para esse critério.

Critério	Parâmetro	Qualidade Mínima
A	Redução populacional	suspeitado
B	Área de ocupação (AOO)	estimado
B	Extensão de ocorrência (EOO)	estimado
B1b, B2b	Declínio continuado em EOO; AOO; área, extensão e/ou qualidade do habitat; número de localizações condicionadas à ameaça ou subpopulações; número de indivíduos maduros	inferido
C, D	Número de indivíduos maduros	estimado
C1	Declínio continuado estimado	estimado
C2	Declínio continuado no número de indivíduos maduros	inferido
C2a(i)	Tamanho da maior subpopulação	estimado
E	Probabilidade de extinção	estimado

Observado, Estimado e Projetado são similares em termos de uso nos critérios e, portanto, em termos de seus efeitos na categoria de Lista Vermelha de um táxon; as diferenças entre eles são importantes apenas para fins de documentação. As diferenças relevantes são entre este grupo (Observado/Estimado/Projetado) e Inferido, e entre Inferido e Suspeitado porque estas últimas categorias de evidência não são permitidas para aplicar alguns critérios (Tabela 3.1).

Esses termos são definidos da seguinte forma:

Observado: informação que se baseia diretamente em observações bem documentadas. Exemplos de informações observadas:

- Tamanho da população com base em um censo de todos os indivíduos maduros conhecidos do táxon;
- Redução populacional derivada de um censo de todos os indivíduos maduros conhecidos que ocorreu há três gerações, e um censo atual;
- Declínio continuado na área, extensão ou qualidade do habitat derivado de um levantamento de todos os habitats conhecidos ou de fotografias aéreas de todos os habitats conhecidos;
- Declínio continuado no número de indivíduos maduros derivados de múltiplos censos de todos os indivíduos maduros conhecidos.

Estimado: informações baseadas em cálculos que podem incluir suposições estatísticas sobre amostragem ou suposições biológicas sobre a relação entre uma variável observada (por exemplo, um índice de abundância) e a variável de interesse (por exemplo, número de indivíduos maduros). Por exemplo, contagens de machos cantores de uma espécie de ave em transectos podem ser usadas para estimar o número de indivíduos maduros, se calibradas com suposições sobre as proporções gerais de machos maduros que estes representam e sobre a razão sexual da espécie. As premissas utilizadas devem ser declaradas e justificadas na documentação. A estimativa também pode envolver a interpolação no tempo para calcular a variável de interesse para um intervalo temporal específico (por exemplo, uma redução de 10 anos com base em observações ou estimativas do tamanho da população 5 e 15 anos atrás). Para exemplos, consulte a discussão do critério A.

Exemplos adicionais de informações estimadas:

- Número de indivíduos maduros calculado a partir de uma amostra (cf. censo completo) de (i) contagens ou estimativas de densidade realizadas em áreas amostrais em toda a extensão do táxon; (ii) uma estimativa da proporção de indivíduos maduros na população, derivada de informações demográficas para o táxon; e (iii) a área total ocupada pelo táxon, derivada de levantamentos amostrais em sua área de distribuição.
- Redução da população ou declínio continuado no número de indivíduos maduros derivado do número estimado de indivíduos maduros em dois ou mais pontos no tempo, com ou sem extrapolação (ver [seção 4.5.1](#)).
- Redução da população ou um declínio continuado no número de indivíduos maduros derivada de dados de captura por unidade de esforço ou estimativas de comércio, com uma relação conhecida com o tamanho da população da espécie (por exemplo, quando CPUE e tamanho da população estão linearmente relacionados).
- Declínio continuado na área ou extensão do habitat derivado de dados de cobertura vegetal de sensoriamento remoto ou levantamentos de campo.
- Cálculos EOO ou AOO que incluem 'locais de ocorrência inferidos', ou seja, locais que são inferidos a partir da presença de habitat apropriado conhecido, informações sobre requisitos de habitat e capacidade de dispersão do táxon, taxas e efeitos da destruição do habitat e outros fatores relevantes (consulte a [seção 4.10.7](#)). Como a definição de EOO e AOO permite 'locais de ocorrência inferidos', EOO e AOO com base nesses locais são considerados como atendendo ao requisito de qualidade de dados Estimado para o critério B. No entanto, os locais de ocorrência inferidos devem ser usados apenas para calcular o limite superior do tamanho da área, de modo que a incorporação de locais inferidos resulta em uma faixa de valores plausíveis de EOO e AOO que podem levar a uma gama de categorias plausíveis da Lista Vermelha (consulte a [seção 4.9](#)).

Projetado: igual a “estimado”, mas a variável de interesse é extrapolada para o futuro, ou no espaço. Variáveis projetadas requerem uma discussão do método de extrapolação (por exemplo, justificativa das suposições estatísticas ou o modelo populacional usado), bem como a extrapolação de ameaças atuais ou potenciais para o futuro, incluindo suas taxas de mudança.

Exemplos de informações projetadas:

- Redução populacional derivada de dados de censo extrapolados para o futuro, sejam do presente (critério A3), ou do passado e do presente (critério A4), usando métodos estatísticos ou modelos populacionais (ver seções [4.5.1](#) e [4.5.2](#)).
- Cálculos de EOO ou AOO baseados em ocorrências que incluem locais de ocorrência projetados espacialmente, ou seja, locais baseados em um modelo de habitat (consulte a seção [4.10.7](#)).
- Declínio continuado na área ou extensão do habitat previsto por um modelo estatístico de mudança da cobertura do solo baseado em análise das mudanças anteriores da cobertura do solo derivadas de dados de sensoriamento remoto.

Inferido: informação que está no mesmo tipo geral de unidades, mas não é uma medida direta da variável de interesse (consulte a definição de 'Suspeitado' abaixo para exemplos que não são medidos no mesmo tipo geral de unidades). Os exemplos incluem redução da população (A2d) inferida a partir de uma mudança nas estatísticas de captura, declínio continuado no número de indivíduos maduros (C2) inferido a partir de estimativas de comércio ou declínio continuado na área de ocupação (B1b(ii,iii), B2b(ii,iii)) inferida da taxa de perda de habitat. Os valores inferidos baseiam-se em mais premissas do que os valores estimados. Por exemplo, inferir a redução a partir das estatísticas de captura não requer apenas suposições estatísticas (por exemplo, amostragem aleatória) e suposições biológicas (sobre a relação da porção capturada da população com a população total), mas também suposições sobre tendências de esforço, eficiência e distribuição espacial e temporal da colheita em relação à população. A inferência também pode envolver a extrapolação de uma quantidade observada ou estimada de subpopulações conhecidas para calcular a mesma quantidade para outras subpopulações. Se há dados suficientes para fazer tal inferência dependerá de quão grandes são as subpopulações conhecidas em proporção a toda a população, e da aplicabilidade das ameaças e tendências observadas nas subpopulações conhecidas para o resto do táxon. O método de extrapolar para subpopulações desconhecidas depende dos critérios e do tipo de dados disponíveis para as subpopulações conhecidas. Diretrizes adicionais são fornecidas sob critérios específicos (por exemplo, ver [seção 4.5](#) para extrapolar a redução da população para avaliações no critério A).

Exemplos adicionais de informações inferidas:

- Número de indivíduos maduros calculado usando uma combinação de todas as informações a seguir: (i) estimativas de densidade baseadas em contagens de indivíduos obtidas em áreas amostrais (não em todas as subpopulações), ou a partir de dados de uma espécie filogeneticamente próxima com ecologia similar e sob as mesmas ameaças, onde seja plausível assumir que tenham densidades similares; (ii) uma estimativa da proporção de indivíduos maduros na população baseada em dados demográficos de táxon filogeneticamente próximo, e quando seja plausível assumir que os táxons apresentam estruturas populacionais similares; e (iii) a área total ocupada pelo táxon, derivada de dados de sensoriamento remoto.
- Redução populacional ou declínio continuado no número de indivíduos maduros derivado do número de indivíduos maduros em vários pontos no tempo, inferido dos tipos de informação listados no ponto acima, com ou sem extrapolações (ver [seção 4.5.1](#)).

- Redução da população ou declínio continuado no número de indivíduos maduros derivado de tendências de captura ou estatísticas de tráfico, com inferências plausíveis sobre mudanças (ou estabilidade) no esforço e eficiência de captura.
- Declínio continuado na AOO ou EOO com base em mudanças de uso da terra obtidas a partir de dados de sensoriamento remoto, ou com base em evidências de declínio na qualidade do hábitat.
- Declínio continuado na área, extensão e/ou qualidade do hábitat com base em mudanças no uso da terra detectadas em dados de sensoriamento remoto ou em relatos qualitativos de perda ou degradação de hábitat.
- Declínio continuado no número de indivíduos maduros (para critérios B e C2, mas não C1) com base em declínio continuado no hábitat de uma espécie sabidamente especialista em hábitat.

Suspeitado: informação que se baseia em variáveis em diferentes tipos de unidades, por exemplo, porcentagem de redução da população com base no declínio na qualidade do habitat (A2c) ou na incidência de uma doença (A2e), ou em evidências circunstanciais. Por exemplo, a evidência de perda de qualidade do habitat pode ser usada para inferir que há um declínio qualitativo (continuado) na área de ocupação, enquanto a evidência da quantidade de perda de habitat pode ser usada para **suspeitar** de uma redução populacional em uma taxa específica. Em geral, uma redução populacional suspeitada pode ser baseada em qualquer fator relacionado à abundância ou distribuição populacional, incluindo os efeitos de (ou dependência de) outros táxons, desde que a relevância desses fatores possa ser razoavelmente defendida.

Exemplos adicionais de informações que podem ser usadas para **suspeitar** uma redução:

- Redução populacional no número de indivíduos maduros com base em informações sobre tendências de captura, coleta, qualidade do hábitat e avistamentos (por exemplo, a partir de uma consulta de informações de múltiplos especialistas familiarizados com o táxon).
- Redução populacional no número de indivíduos maduros com base em mudanças no uso da terra derivada de dados de sensoriamento remoto.
- Redução populacional no número de indivíduos maduros com base em relatos de caça, captura ilegal ou tráfico de um número grande de indivíduos, quando existe suspeita de que o nível de exploração trará impacto sobre o tamanho populacional, mesmo na ausência de evidências quantitativas.

3.2 Incerteza

Os dados usados para avaliar táxons em relação aos critérios são geralmente obtidos com considerável incerteza. A incerteza nos dados não deve ser confundida com a falta de dados para certas partes da área de distribuição de uma espécie ou com a falta de dados para certos parâmetros. Este problema é tratado na [seção 3.1](#) (Disponibilidade de dados, inferência, suspeita e projeção). A incerteza dos dados pode surgir de qualquer um ou de todos os três fatores a seguir: variabilidade natural, imprecisão nos termos e definições usados nos critérios (incerteza semântica) e erro de medição (Akçakaya *et al.* 2000). A maneira como a incerteza é tratada pode ter uma grande influência nos resultados de uma avaliação. Os detalhes dos métodos recomendados para lidar com a incerteza nos dados são fornecidos abaixo.

3.2.1 Tipos de incerteza

A variabilidade natural resulta do fato de que as histórias de vida das espécies e os ambientes em que vivem mudam ao longo do tempo e do espaço. O efeito dessa variação nos critérios é limitado, pois cada parâmetro se refere a um tempo ou escala espacial específica. No entanto, a variabilidade natural pode ser problemática, por exemplo, se há variação espacial na idade de maturidade para

tartarugas marinhas, e uma única estimativa precisa ser calculada para melhor representar a gama de valores que ocorrem naturalmente para esses táxons. A incerteza semântica surge da imprecisão na definição dos termos nos critérios ou da falta de consistência no uso pelos diferentes avaliadores. Apesar das tentativas de tornar exatas as definições dos termos usados nos critérios, em alguns casos isso não é possível sem perda de generalidade. Essas diretrizes visam reduzir a incerteza semântica, explicando os termos em detalhes e em diferentes contextos; e encorajamos os avaliadores a destacar incertezas semânticas remanescentes. O erro de medição costuma ser a maior fonte de incerteza; decorre da falta de informações precisas sobre as quantidades utilizadas nos critérios. Isso pode ser devido a imprecisões na estimativa de valores ou falta de conhecimento. O erro de medição pode ser reduzido ou eliminado pela aquisição de dados adicionais (Burgman *et al.* 1999, Akçakaya *et al.* 2000). Outra fonte de erro de medição é o "erro de estimativa", ou seja, amostragem de dados errados ou as consequências de estimar uma quantidade (por exemplo, mortalidade natural) com base em um método de estimativa fraco. Essa fonte de erro de medição não é necessariamente reduzida pela aquisição de dados adicionais.

3.2.2 Representando incerteza

A incerteza pode ser representada especificando uma melhor estimativa, acompanhada de uma faixa de valores plausíveis para uma determinada medida. A melhor estimativa pode ser ela própria um intervalo, mas em qualquer caso, a melhor estimativa deve estar sempre incluída no intervalo de valores plausíveis. A faixa plausível pode ser estabelecida usando diferentes métodos, por exemplo, com base em intervalos de confiança ou probabilidade, com base na opinião de um único especialista ou no consenso de um grupo de especialistas. O método usado deve ser declarado e justificado na documentação de avaliação.

3.2.3 Tolerância à discórdia e tolerância ao risco

Ao interpretar e usar dados incertos, as posturas em relação ao risco e à incerteza são fundamentais. Em primeiro lugar, os avaliadores precisam considerar se incluirão toda a gama de valores plausíveis nas avaliações ou se excluirão os valores extremos (conhecida como tolerância à discórdia). A incerteza percebida nos dados é reduzida quando um avaliador tem uma alta tolerância a discórdia e, portanto, exclui valores extremos da avaliação. Por um lado, às vezes pode ser desejável excluir os valores extremos se estes forem pouco realistas (por exemplo, o resultado de opiniões que resultam de viés e não da incerteza subjacente nos dados). Por outro lado, é importante que as avaliações representem com precisão a faixa de incerteza. Recomendamos que a tolerância à discórdia (que representa a postura em relação à incerteza) seja definida com um valor baixo, na maioria dos casos tão baixo quanto 0,0 (incluindo toda a gama de cenários possíveis).

Em segundo lugar, os avaliadores precisam considerar se eles têm uma postura de precaução ou de evidência em relação ao risco (conhecida como tolerância ao risco). Uma postura de precaução (ou seja, de baixa tolerância ao risco) classificará um táxon como ameaçado, a menos que seja altamente provável que ele não esteja ameaçado, enquanto uma postura de evidência classificará um táxon como ameaçado apenas quando houver informações robustas para embasar uma classificação de ameaça. Um método desenvolvido para incorporar as posturas em relação ao risco e incerteza (Akçakaya *et al.* 2000) foi implementado no SIS, bem como na Lista Vermelha RAMAS (Akçakaya e Root 2007). Como esses sistemas são usados por uma variedade de instituições (por exemplo, para avaliações nacionais), não é apropriado definir os valores das configurações de postura para constantes específicas. Isso ocorre porque as configurações de postura são subjetivas e refletem os valores dos avaliadores. No entanto, para listagens globais na Lista Vermelha da UICN, é apropriado definir um único valor de tolerância ao risco para todas as avaliações, de modo que as avaliações sejam consistentes entre os táxons. Em particular, para a Lista Vermelha da UICN, o valor de tolerância ao risco não deve depender de fatores como a

importância ecológica, evolutiva, econômica e social da espécie; suas chances de recuperação; custo das medidas para salvá-la, etc. (tais fatores podem ser usados na priorização de ações de conservação, mas não para a lista vermelha). Este cenário institucional para a Lista Vermelha da UICN deve refletir as razões para esse uso (determinação do status de ameaça global), o objetivo geral de manter a consistência da Lista Vermelha da UICN e os valores da UICN. A UICN (2001) especifica que "... quando a incerteza leva a uma ampla variação nos resultados das avaliações, a gama de resultados possíveis deve ser especificada. Uma única categoria deve ser escolhida e a base para a decisão deve ser documentada; a categoria deve ser ao mesmo tempo "precaucionária e realista" e os avaliadores "devem resistir a uma postura de evidência e adotar uma postura de precaução, mas realista, em relação à incerteza ao aplicar os critérios". Uma postura de precaução, mas realista, exigiria um valor ligeiramente inferior ao médio para o parâmetro de tolerância ao risco, talvez um valor na faixa de 0,40 a 0,49.

3.2.4 Lidando com a incerteza

Recomenda-se que os avaliadores adotem uma postura de precaução, mas realista, e que resistam a uma postura de evidência quanto à incerteza ao aplicar os critérios (ou seja, os avaliadores devem adotar baixa tolerância ao risco). Isso pode ser alcançado pelo uso de limites inferiores plausíveis, ao invés de melhores estimativas, na determinação das medidas usadas nos critérios. Recomenda-se que o raciocínio do "pior cenário" seja evitado, pois isso pode levar a listagens de precaução não realistas. Todas as posturas adotadas devem ser explicitamente documentadas. Em situações em que a variação de valores plausíveis (após a exclusão de valores extremos ou improváveis) qualifica um táxon para duas ou mais categorias de ameaça, a abordagem de precaução recomendaria que o táxon fosse listado na categoria mais alta (mais ameaçada).

Em alguns casos raros, as incertezas podem resultar em duas categorias de ameaças plausíveis não consecutivas. Isso pode acontecer, por exemplo, quando a extensão de ocorrência (EOO) ou área de ocupação (AOO) é menor que o limiar de EN e um subcritério é definitivamente atendido, mas é incerto se um segundo subcritério também é atendido. Dependendo disso, a categoria pode ser EN ou NT. Nesses casos, a categoria pode ser especificada como o intervalo EN – NT na documentação (indicando os motivos), e os avaliadores devem escolher a mais plausível das categorias, das quais VU pode ser uma. Essa escolha depende do nível de precaução (ver [seção 3.2.3](#)) e deve ser justificada.

Diretrizes específicas para lidar com a incerteza na avaliação de táxons com subpopulações amplamente distribuídas ou múltiplas de acordo com o critério A são fornecidas na [seção 4.5](#). Esta seção oferece uma orientação clara sobre o uso de estimativas incertas, contabilizando a incerteza sobre o padrão de declínio populacional e usando dados com diferentes unidades de abundância.

3.2.5 Documentando a incerteza e interpretando as categorizações

O nível de incerteza associado à avaliação de um determinado táxon não é aparente na categoria em si, potencialmente complicando e desvalorizando a interpretação das categorizações. Quando um intervalo plausível para cada medida é usado para aplicar os critérios, um intervalo de categorias pode ser obtido, refletindo as incertezas nos dados. No entanto, apenas uma única categoria, com base em uma postura específica em relação à incerteza, será aplicada junto com os critérios relevantes na Lista Vermelha da UICN. É importante notar que a gama de categorias possíveis também deve ser indicada, juntamente com as posturas adotadas pelos avaliadores em relação à incerteza, na documentação que acompanha a avaliação. A inclusão de informações sobre incerteza na documentação permite que os usuários da Lista Vermelha tenham acesso a informações importantes que ajudarão na interpretação das categorizações e trarão subsídios a possíveis debates sobre questões ou categorizações específicas.

3.2.6 Incerteza e a aplicação das categorias Dados Insuficientes e Quase Ameaçada

O nível de incerteza nos dados usados para avaliações pode ou não afetar a aplicação das categorias Dados Insuficientes e Quase Ameaçada. Orientações sobre a aplicação dessas categorias são fornecidas na [seção 10](#).

4. Definições dos termos usados nos critérios e seus cálculos

Os termos empregados nas categorias e critérios da Lista Vermelha da UICN devem ser claramente compreendidos para garantir que os táxons sejam corretamente avaliados. Os termos a seguir são definidos nas categorias e critérios da Lista Vermelha da UICN (versão 3.1) nas páginas 10–13 (UICN 2001, 2012b). Essas definições são reproduzidas aqui, com orientações adicionais para auxiliar em sua interpretação e cálculo.

4.1 População e tamanho da população (critérios A, C e D)

“O termo 'população' é empregado em um sentido específico nos Critérios da Lista Vermelha, que difere de seu uso biológico comum. A população é aqui definida como o número total de indivíduos do táxon. Por razões funcionais, principalmente devido às diferenças entre as formas de vida, o tamanho da população é medido apenas como o número de indivíduos maduros. No caso de táxons obrigatoriamente dependentes de outros táxons para todo ou parte de seus ciclos de vida, valores biologicamente apropriados para o táxon hospedeiro devem ser utilizados.” (UICN 2001, 2012b).

A definição acima significa que uma "população" (*sensu* UICN 2001, 2012b) inclui todos os indivíduos (maduros ou não) que são atribuídos ao táxon ao longo de sua distribuição. “População” e “Tamanho da população”, entretanto, não são sinônimos. Existem dois aspectos importantes na definição do tamanho da população. Primeiro, o tamanho da população é medido apenas em termos de indivíduos maduros. Assim, a interpretação desta definição depende criticamente de uma compreensão da definição de "indivíduos maduros", que é dada e discutida abaixo na [seção 4.3](#). Em segundo lugar, o tamanho da população é definido como o número total de indivíduos maduros em todas as áreas. Mesmo que parte do táxon exista em subpopulações que possam ser vistas como populações distintas no sentido biológico geral, para os fins dos critérios, o número total de indivíduos maduros em todas as áreas (ou todas as subpopulações) é usado para medir o "tamanho da população" do táxon.

4.2 Subpopulações (critérios B e C)

“Subpopulações são definidas como grupos geograficamente ou de outra forma isolados na população entre os quais há pouca troca demográfica ou genética (normalmente um indivíduo migrante bem-sucedido ou gameta por ano ou menos).” (UICN 2001, 2012b).

A importância das subpopulações nos critérios está relacionada aos riscos adicionais enfrentados pelos táxons cuja população é subdividida em muitas pequenas unidades espaciais ou onde a maioria dos indivíduos está concentrada em uma dessas unidades. Os métodos operacionais para determinar o número de subpopulações podem variar de acordo com o táxon; no caso de espécies de árvores, por exemplo, uma subpopulação pode ser definida como um segmento espacialmente distinto da população que experimenta uma migração insignificante ou reprodutivamente malsucedida (de sementes ou pólen) de outras subpopulações.

Embora as subpopulações normalmente tenham pouca troca demográfica ou genética, isso pode ou não resultar em seu isolamento completo. Em outras palavras, as subpopulações não precisam ser completamente isoladas. Mesmo espécies altamente móveis podem ter várias subpopulações,

pois alta mobilidade nem sempre é garantia de conectividade genética ou demográfica. Por exemplo, mesmo que uma espécie migre milhares de quilômetros anualmente, se ela apresentar fidelidade muito alta tanto para os locais de nascimento quanto de reprodução, pode haver poucos dispersores entre as subpopulações dentro da distribuição dos reprodutores, sendo necessário reconhecer múltiplas subpopulações.

4.3 Indivíduos maduros (critérios A, B, C e D)

“O número de indivíduos maduros é o número de indivíduos conhecidos, estimados ou inferidos como capazes de se reproduzir. Ao estimar esse número, devem ser considerados os pontos a seguir:

- Indivíduos maduros que nunca produzirão novos descendentes não devem ser contados (por exemplo, as densidades são muito baixas para fertilização).
- No caso de populações com adultos ou reprodutores com razões sexuais enviesadas, é adequado usar estimativas mais baixas para o número de indivíduos maduros, levando o viés em consideração.
- Onde o tamanho da população flutua, use uma estimativa mais baixa. Na maioria dos casos, isso será muito menor do que a média.
- As unidades reprodutoras dentro de um clone devem ser contadas como indivíduos, exceto quando tais unidades são incapazes de sobreviver sozinhas (por exemplo, corais).
- No caso de táxons que naturalmente perdem todos ou um subconjunto de indivíduos reprodutores maduros em algum momento de seu ciclo de vida, a estimativa deve ser feita no momento apropriado, quando indivíduos maduros estiverem disponíveis para reprodução.
- Indivíduos reintroduzidos devem ter produzido descendentes viáveis antes de serem contabilizados como indivíduos maduros.” (UICN 2001, 2012b).

4.3.1 Notas sobre a definição de indivíduos maduros

A presente definição de indivíduos maduros difere ligeiramente daquela na versão 2.3 dos Critérios e Categorias da Lista Vermelha (UICN 1994). Alguns grupos verificaram que a definição mais recente de indivíduos maduros é menos conservadora e menos precisa, podendo levar a uma redução da categoria de risco de alguns táxons (por exemplo, reprodutores cooperativos obrigatórios), embora seu risco real de extinção não tenha mudado. Deve-se ressaltar que a intenção da definição de indivíduos maduros é permitir que a estimativa do número de indivíduos maduros leve em consideração todos os fatores que podem tornar um táxon mais vulnerável do que esperado. A lista de pontos dada com a definição não é exaustiva e não deve restringir a interpretação de um avaliador de indivíduos maduros, desde que eles estejam estimando o número de indivíduos conhecidos, estimados ou inferidos como capazes de reprodução. "Reprodução" significa a produção de descendentes (não apenas acasalamento ou exibindo outro comportamento reprodutivo). A capacidade de um avaliador de estimar ou inferir quais indivíduos são capazes de reproduzir é fundamental e depende fortemente das características particulares do táxon ou grupo. Juvenis, indivíduos senescentes, indivíduos reprimidos e indivíduos em subpopulações com densidades muito baixas para que ocorra a fertilização nunca produzirão novos descendentes e, portanto, não devem ser contados como indivíduos maduros. Por outro lado, em muitos táxons, há um pool de indivíduos não reprodutivos (por exemplo, reprimidos) que se tornarão rapidamente reprodutivos se um indivíduo maduro morrer. Esses indivíduos podem ser considerados capazes de reprodução. Por exemplo, em abelhas e formigas sociais, muitas vezes há apenas uma ou algumas fêmeas que realmente se reproduzem ("rainhas") de cada vez, mas novas rainhas podem ser promovidas a partir de larvas em desenvolvimento ou de operárias reprimidas reprodutivamente, no caso da morte de uma rainha funcional. Um possível modelo para o número de "indivíduos maduros" em tais sociedades poderia ser o número de rainhas * 10 (uma expressão

para o número de rainhas em potencial que poderiam ser realisticamente produzidas) * 2 (a contraparte masculina). Em geral, o melhor julgamento será feito por avaliadores com conhecimento da biologia da espécie.

Essas considerações também se aplicam a casos de populações com proporções enviesadas de adultos ou reprodutores. Nesses casos, é apropriado usar estimativas mais baixas para o número de indivíduos maduros, que levam esse viés em consideração. Uma estimativa mais baixa apropriada dependerá da capacidade de reprodução dos indivíduos do sexo limitante. Por exemplo, se houver 100 machos e 500 fêmeas capazes de reprodução, o número de indivíduos maduros seria <600, talvez tão pequeno quanto 200 (= 100 * 2, se o acasalamento for estritamente monogâmico). No entanto, se esse for o número de reprodutores reais em alguns anos e houver 400 outros machos capazes de se reproduzir (mas que não se reproduziram no ano em que os dados foram coletados), então haveria 1.000 indivíduos maduros.

Observe que o tamanho efetivo da população (N_e) não pode ser usado como uma estimativa do número de indivíduos maduros. Uma das razões disso é que os indivíduos reprimidos reprodutivamente não contribuem para o cálculo de N_e , mas, como explicado acima, podem ser contados como indivíduos maduros.

No caso de táxons obrigatoriamente dependentes de outros táxons para todo ou parte de seus ciclos de vida, podem ser usados valores de indivíduos maduros apropriados para o táxon hospedeiro. Esse número pode ser muito menor do que o número total de indivíduos maduros do táxon hospedeiro, pois outros fatores geralmente restringem uso de todos os indivíduos hospedeiros pelo táxon dependente.

O número de indivíduos maduros pode ser estimado usando a equação $d \cdot A \cdot p$, onde d é uma estimativa da densidade populacional, A é uma estimativa da área e p é uma estimativa da proporção de indivíduos que são maduros. No entanto, essa abordagem geralmente leva a uma superestimativa grosseira do número de indivíduos maduros, caso os parâmetros não sejam definidos de forma adequada. Portanto, muito cuidado deve ser tomado ao usar essa fórmula para garantir que: (a) a área seja adequadamente selecionada e d seja uma estimativa da média sobre toda a área A (por exemplo, a estimativa será positivamente enviesada se A for definida como EOO e d for baseada em amostras de áreas de maior densidade), e (b) p deve ser selecionado com base no conhecimento do táxon (ou táxons relacionados) em vez de ser definido com um valor padrão (como 0,5) devido à proporção de indivíduos maduros em uma população diferirem marcadamente entre os táxons. Limites na estimativa do número de indivíduos maduros podem ser obtidos colocando limites em cada um dos parâmetros d , A e p . O valor dessa abordagem será uma estimativa se os valores de d , A e p forem todos estimativas, mas deve ser considerado uma inferência se um ou mais desses valores forem baseados em inferência (por exemplo, se o valor de p for com base em dados de indivíduos de um subconjunto da área em que o táxon é encontrado, em vez de um conjunto aleatório de indivíduos em toda a área). As estimativas de d (densidade populacional) devem incorporar a detecção imperfeita de indivíduos, de preferência usando uma estimativa da probabilidade de detecção.

4.3.2 *Organismos coloniais clonais*

Organismos coloniais clonais incluem a maioria dos corais, algas, briófitas, fungos e algumas plantas vasculares. Ao contrário de um organismo unitário, como um vertebrado, um inseto e muitas plantas vasculares, o crescimento e desenvolvimento de um organismo colonial clonal (modular) é um processo iterativo no qual "módulos" são adicionados passo a passo à estrutura existente. Em princípio, o crescimento de um organismo modular nunca termina e não tem forma, tamanho ou idade finais. Um organismo modular (geneta) às vezes pode existir na forma de muitas partes (rametas), que podem se tornar mais ou menos isoladas umas das outras.

Conseqüentemente, o que constitui um "indivíduo maduro" em um organismo colonial ou modular nem sempre é claro. Ainda assim, é importante definir 'indivíduo maduro' para tais organismos, uma vez que 'indivíduo maduro' é usado sob os critérios C e D para capturar os efeitos de ameaças e estocasticidade demográfica para uma pequena população. Na definição de "indivíduo maduro" para organismos coloniais, é importante identificar entidades que são comparáveis em estocasticidade demográfica e propensão à extinção a uma população de indivíduos distintos de animais. Para alguns táxons (por exemplo, corais formadores de recifes), também pode ser útil considerar qual entidade normalmente vive, é ferida e morre como uma unidade.

Como regra geral, o rameta, ou seja, a menor entidade capaz de sobrevivência independente e reprodução (sexuada ou assexuada) deve ser considerado um "indivíduo maduro". As unidades reprodutivas dentro de um clone devem ser contadas como indivíduos, exceto quando essas unidades são incapazes de sobreviver sozinhas (UICN 2012b). Por exemplo, nos casos em que o organismo aparece em unidades bem distinguíveis, cada uma dessas unidades seria considerada um indivíduo maduro. Os exemplos podem ser um tufo de briófito (por exemplo, de *Ulota*) ou um maço isolado (por exemplo, *Brachythecium*), um talo de líquen (por exemplo, *Alectoria*) ou mancha folhosa (por exemplo, *Parmelia*), ou uma entidade distinta de coral (por exemplo, um coral cérebro *Diploria* ou coral solar *Tubastrea*).

Se a delimitação de rametas não for óbvia, mas a espécie vive em ou sobre uma unidade de substrato distinta e relativamente pequena, limitada por um determinado recurso, por exemplo, um pedaço de esterco de vaca, uma folha ou um galho de árvore morta, cada unidade colonizada pela espécie deve ser contada como um único indivíduo maduro. Em muitos outros casos, como corais formadores de recifes, líquens que crescem em penhascos e fungos que crescem no solo, o organismo cresce em grandes entidades mais ou menos contínuas que podem ser divididas em pedaços menores sem obviamente prejudicar o organismo. Em princípio, a menor entidade (rameta) em que um organismo pode ser dividido sem causar sua morte ou impedir sua reprodução deve ser contada como um indivíduo maduro. Obviamente, muitas vezes não se sabe qual seria essa entidade. Portanto, em tais casos, pode ser necessário adotar uma abordagem pragmática para definir "indivíduos maduros". Exemplos de possíveis interpretações da definição de um indivíduo maduro são:

- Para organismos difusos, totalmente visíveis em habitats contínuos (por exemplo, corais formadores de recifes, tapetes de algas), os avaliadores podem assumir uma área média ocupada por um indivíduo maduro e estimar o número de indivíduos maduros da área coberta pelo táxon. A área coberta pelo táxon deve ser estimada em uma escala (tamanho de grade; por exemplo, 1 m²) que seja o mais próximo possível da área assumida como ocupada por um único indivíduo maduro. (No entanto, observe que o AOO ainda deve ser estimada usando as grades de 2x2 km.)
- Para organismos difusos, não totalmente visíveis, em habitats contínuos (por exemplo, fungos miceliais subterrâneos), os avaliadores podem assumir que cada presença registrada separada por uma distância mínima representa um número presumido de indivíduos. Por exemplo, cada corpo de frutificação fúngico visível pode representar dez indivíduos maduros, desde que estejam separados por pelo menos 10 metros. Esse tipo de suposição é necessário porque raramente se conhece o tamanho ou a área de um micélio fúngico.
- Para organismos difusos que ocorrem em fragmentos de habitat distintos (por exemplo, fungos que vivem mais ou menos escondidos em madeira morta), cada fragmento (tronco ou tora colonizados pela espécie) poderia - se não houver melhor informação - ser contado como 1-10 indivíduos maduros, dependendo do tamanho da árvore.

Em qualquer caso, é recomendado que os autores das avaliações da Lista Vermelha especifiquem a forma como usaram "indivíduo maduro".

4.3.3 Peixes

Em muitos táxons de peixes marinhos, o potencial reprodutivo está comumente relacionado ao tamanho corpóreo. Uma vez que a exploração geralmente reduz a idade e o tamanho médios dos indivíduos, avaliar os declínios no número de indivíduos maduros pode subestimar a gravidade do declínio. Ao avaliar o declínio da população, esse fator deve ser considerado. Um método possível é estimar o declínio na biomassa de indivíduos maduros em vez do número de indivíduos maduros ao aplicar o critério A, considerando que a biomassa é "um índice de abundância apropriado para o táxon".

4.3.4 Organismos que mudam de sexo

Muitos táxons marinhos têm a capacidade de mudar de sexo à medida que crescem. Em tais táxons, a razão sexual pode ser altamente enviesada para o sexo de menor tamanho. Os critérios reconhecem que o número de indivíduos maduros pode levar em consideração proporções sexuais enviesadas, usando uma estimativa mais baixa para o número de indivíduos maduros. Para organismos que mudam de sexo, também é apropriado considerar as mudanças na razão sexual como indicador de perturbação da população, o que pode ser uma preocupação adicional de conservação porque o sexo maior (já menos numeroso) está frequentemente sujeito a maior mortalidade por captura. Nesses casos, o número de indivíduos maduros pode ser estimado dobrando o número médio de indivíduos do sexo maior (ou menos numeroso).

4.3.5 Árvores

Indivíduos arbóreos que florescem sem produzir sementes viáveis não se qualificam como indivíduos maduros. Por exemplo, *Baillonella toxisperma* floresce pela primeira vez aos 50-70 anos e não frutifica até cerca de 20 anos depois. Por outro lado, o *Sequoiadendron giganteum* pode produzir sementes com menos de 20 anos de idade e continuar a fazê-lo por 3.000 anos. No entanto, nem todas as árvores entre essas idades podem ser indivíduos maduros se a população incluir alguns indivíduos reprimidos reprodutivamente. Se pouco se sabe sobre a idade de frutificação, indivíduos maduros devem ser contados como aqueles de tamanho reprodutivo típico; por exemplo, as estimativas para táxons de dossel devem excluir indivíduos do sub-bosque. Clones vegetativos, táxons apomíticos e táxons auto fertilizantes podem se qualificar como indivíduos maduros, desde que produzam descendentes viáveis e sua sobrevivência seja independente de outros clones.

Quando é impossível calcular o número de indivíduos maduros, mas são disponíveis informações sobre o tamanho total da população, pode ser viável inferir o número de indivíduos maduros a partir desses dados.

4.4 Geração (critérios A, C1 e E)

“O tempo de geração é a média de idade dos pais da coorte atual (ou seja, indivíduos recém-nascidos na população). O tempo de geração reflete, portanto, a taxa de reposição dos indivíduos reprodutores em uma população. O tempo de geração é maior do que a idade do primeiro acasalamento e menor do que a idade do indivíduo reprodutivo mais velho, exceto em táxons que se reproduzem apenas uma vez. Quando o tempo de geração varia sob ameaça, como exploração de peixes, deve ser utilizado o tempo de geração mais natural, ou seja, aquele verificado antes da perturbação.” (UICN 2001, 2012b).

Em geral, nos critérios, as medidas baseadas em tempo são escalonadas para as diferentes taxas nas quais os táxons sobrevivem e se reproduzem, e o tempo de geração é usado para fornecer essa escala. A definição atual de tempo de geração tem sido amplamente mal compreendida, e há dificuldades quando se trabalha com táxons de vida muito longa, com táxons com variações etárias na fecundidade e mortalidade, com variação no tempo de geração durante pressão de captura, com mudanças ambientais e variação entre os sexos. Alguns dos diferentes métodos aceitáveis para estimar o tempo de geração estão incluídos aqui.

É também apropriado extrapolar informações sobre o tempo de geração de táxons bem conhecidos e filogeneticamente próximos e aplicá-la a táxons menos conhecidos e potencialmente ameaçados (por exemplo, Bird *et al.* 2020).

Formalmente, existem várias definições de tempo de geração, incluindo a dada acima; idade média em que uma coorte de recém-nascidos produz descendentes; idade em que 50% da produção reprodutiva total é alcançada; idade média dos pais em uma população com distribuição de idade estável; e o tempo necessário para que a população aumente pela taxa de reposição. Todas essas definições de tempo de geração requerem informações específicas de idade e de sexo sobre sobrevivência e fecundidade, e são mais bem calculadas a partir de uma tabela de vida (por exemplo, opção 1 abaixo). Dependendo do táxon em questão, outros métodos podem fornecer uma boa aproximação (por exemplo, opções 2 e 3). Deve-se ter cuidado para evitar estimativas que possam enviesar a estimativa do tempo de geração de uma forma não precaucionária, geralmente subestimando-a. O tempo de geração pode ser estimado de várias maneiras:

1. A média de idade dos pais na população, com base na equação

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

na qual os somatórios vão da idade (x) 0 até a última idade de reprodução; m_x é (proporcional à) fecundidade na idade x ; e l_x é a taxa de sobrevivência até a idade x (ou seja, $l_x = S_0 \cdot S_1 \cdots S_{x-1}$ onde S é a taxa de sobrevivência anual e $l_0 = 1$ por definição). Essa fórmula é implementada numa planilha associada (veja abaixo). Para usar essa fórmula, siga as instruções do arquivo, observando as definições exatas dos parâmetros necessários.

2. 1/mortalidade de adultos + idade da primeira reprodução. Essa aproximação é útil se a mortalidade anual após a idade da primeira reprodução for bem conhecida, e se a mortalidade e a fecundidade não mudarem com a idade após a primeira reprodução (isto é, não há senescência). Muitas espécies apresentam senescência, com aumento da mortalidade e diminuição da fecundidade com a idade; para essas espécies, essa fórmula superestimar o tempo de geração (em tais casos, use a planilha mencionada acima). Para a idade da primeira reprodução, use a idade em que os indivíduos primeiro produzem descendentes na natureza (que pode ser mais tarde do que quando eles são biologicamente capazes de se reproduzir), calculando a média de todos os indivíduos reprodutivos. Se a primeira reprodução (produção de descendentes) ocorrer normalmente aos 12 meses, use 0, não 1; se ocorrer entre 12 e 24 meses, use 1, etc. (Veja abaixo uma discussão mais detalhada sobre a definição de "idade").
3. Idade da primeira reprodução + [z * (duração do período reprodutivo)], onde z é um número entre 0 e 1; z é geralmente $<0,5$, dependendo da sobrevivência e da fecundidade relativa de indivíduos jovens vs. idosos na população. Por exemplo, para mamíferos, dois estudos estimaram $z = 0,29$ e $z = 0,284$ (Pacífico *et al.* 2013, Keith *et al.* 2015). Para a idade da primeira reprodução, consulte (2) acima. Essa aproximação é útil quando as idades da primeira e da última reprodução são os únicos dados disponíveis, mas encontrar o valor correto de z pode ser complicado. Em geral, para uma determinada duração do período reprodutivo, z é menor para maior mortalidade durante os anos reprodutivos e é maior para

fecundidade relativa enviesada para classes de idade mais avançada. Para ver como o tempo de geração é afetado pelo desvio dessas suposições, você pode usar a planilha mencionada acima. Observe que a duração do período reprodutivo depende da longevidade na natureza, que não é um parâmetro demográfico bem definido, pois sua estimativa em geral depende muito sensivelmente do tamanho amostral.

4. O tempo de geração (bem como a idade da primeira reprodução para (2) e (3) acima) deve ser calculado sobre todos os indivíduos reprodutores. Se a estimativa da duração da geração difere entre machos e fêmeas, deve ser calculada como uma média ponderada, com a ponderação igual à frequência relativa de reprodução de indivíduos dos dois sexos. No entanto, se os dois sexos são impactados diferencialmente por alguma ameaça, isso deve ser levado em consideração e o tempo de geração pré-perturbação deve ser usado para ambos os sexos antes de calcular a média ponderada (veja abaixo uma discussão mais aprofundada sobre tempo de geração pré-perturbação).
5. Para táxons parcialmente clonais, o tempo de geração deve ser calculado como a média etária dos indivíduos que se reproduzem assexuadamente e sexualmente na população, ponderada de acordo com a frequência relativa desses dois conjuntos de reprodutores.
6. Para plantas com bancos de sementes, use o período juvenil + a meia-vida das sementes no banco de sementes ou o tempo médio de germinação, o que for conhecido com mais precisão. A meia-vida do banco de sementes geralmente varia entre <1 e 10 anos. Se estiver usando a planilha para tais espécies, insira o banco de sementes como uma ou várias classes de idade separadas, dependendo do tempo médio de residência no banco de sementes.

A fórmula dada na opção 1 é implementada na planilha [Generation Length Workbook.xls](https://www.iucnredlist.org/resources/generation-length-calculator), disponível em <https://www.iucnredlist.org/resources/generation-length-calculator>. Este arquivo é útil também para explorar efeitos das várias premissas nas opções 2 e 3 para o cálculo do tempo de geração.

O uso correto dos métodos descritos acima requer que "idade" seja definida de uma forma específica. A definição afeta, por exemplo, a idade da primeira reprodução para as equações em (2) e (3), bem como a fecundidade (F) em função da idade para a equação em (1) e na planilha. Para os fins desses métodos, um indivíduo tem zero anos até seu primeiro aniversário. Para espécies com uma estação reprodutiva bem definida (por exemplo, muitas espécies em regiões temperadas), $F(0)$ é o número de descendentes produzidos por indivíduo na estação reprodutiva posterior àquela em que o indivíduo nasceu, independentemente da idade calculada. Em geral (incluindo outros tipos de histórias de vida, como espécies sem "estação reprodutiva" específica ou muito mais longa), $F(0)$ é o número de descendentes produzidos por indivíduo nos primeiros 12 meses. Se uma definição alternativa for usada, as fórmulas precisam ser modificadas para refletir a definição. Por exemplo, se a idade for definida de forma que a idade da primeira reprodução seja 1 (não zero) quando a primeira reprodução ocorrer aos 12 meses, então a fórmula em (2) deve ser " $1 / \text{mortalidade de adultos} + \text{idade da primeira reprodução} - 1$ " (veja Bird *et al.* 2020 para um exemplo de aplicação dessa fórmula).

As opções 2 e 3 são também apropriadas se o intervalo entre nascimentos for superior a um ano; nesse caso um cálculo mais preciso pode ser feito usando a planilha (veja acima), e para cada classe de idade, calculando a fecundidade média de todos os indivíduos (ou fêmeas) nessa classe de idade (quer se reproduzam ou não nessa idade). A taxa de reposição mencionada na definição não está diretamente relacionada ao intervalo entre recrutamentos; reflete o tempo médio transcorrido até que um grupo de indivíduos em reprodução seja substituído por sua progênie.

Não é necessário calcular um tempo de geração médio ou típico se algumas subpopulações do táxon diferem em termos do tempo de geração. Em vez disso, use o tempo de geração de cada subpopulação para calcular a redução ao longo do número apropriado de gerações e, em seguida, calcule a redução geral da população (para o critério A) ou declínio continuado estimado geral (para o critério C1) usando uma média ponderada das reduções calculadas para cada subpopulação, onde o peso é o tamanho da subpopulação de três gerações atrás (ver explicação detalhada e exemplos na [seção 4.5.3](#)).

A razão pela qual a UICN (2001, 2012b) requer o uso do tempo de geração "pré-perturbação" para populações exploradas é para evitar um efeito de deslocamento da linha de base. Isso ocorreria porque o uso de um tempo de geração mais curto (sob perturbação, como colheita ou captura) pode resultar em uma categoria de ameaça mais baixa (porque um período mais curto é usado para calcular a redução populacional), o que pode levar a mais colheitas ou capturas. Portanto, usar tempo de geração sob impacto de retirada representaria um caso de mudança da linha de base com base em uma mudança causada por impactos humanos. A mortalidade por retirada altera a estrutura etária e as taxas de sobrevivência e, em alguns casos (por exemplo, em alguns mamíferos terrestres), a captura de indivíduos mais velhos permite que indivíduos mais jovens, cuja reprodução era reprimida pelos indivíduos mais velhos, se reproduzam. Além disso, em muitos casos, a redução no tempo de geração é uma resposta demográfica (e não uma resposta genética) resultante da sobre-exploração; isso pode resultar em capacidade reduzida de diluição do risco e uma taxa de crescimento populacional mais baixa e mais variável, o que aumenta a probabilidade de extinção. Mesmo nos casos em que a resposta tem uma base genética, ela representa uma seleção artificial que ainda levaria à mudança da linha de base descrita acima.

4.5 Redução (critério A)

“Uma redução é um declínio no número de indivíduos maduros sobre pelo menos a quantidade (%) declarada no critério ao longo do período (anos) especificado, embora o declínio não precise ser contínuo até o presente. Uma redução não deve ser interpretada como parte de uma flutuação, a menos que haja boas evidências para isso. A fase descendente de uma flutuação normalmente não será interpretada como uma redução.” (UICN 2001, 2012b).

Nas subseções abaixo, são discutidas várias abordagens para calcular a redução da população, incluindo métodos estatísticos ([4.5.1](#)) e modelos populacionais ([4.5.2](#)). Questões principais envolvidas no cálculo da redução da população com uso de métodos estatísticos incluem os padrões de declínio e os métodos de extrapolação com base nesses padrões. Finalmente, os métodos para combinar informações de várias regiões ou subpopulações para calcular a redução para o táxon são discutidos na seção ([4.5.3](#)). Os métodos discutidos nestas seções também se aplicam ao cálculo do declínio continuado estimado ([4.6](#)), exceto aqueles casos em que o período para calcular o declínio continuado estimado depende da categoria (por exemplo, para CR, entre uma geração ou 3 anos, o que for mais longo).

Muitos dos cálculos discutidos nas seções abaixo são implementados na planilha [CriterionA Workbook.xls](#), disponível em <https://www.iucnredlist.org/resources/criterion-a>. Certifique-se de verificar todas as abas do arquivo.

4.5.1 Calculando a redução da população com métodos estatísticos

Modelos estatísticos podem ser usados para extrapolar tendências populacionais para que se possa calcular uma redução em três gerações. O modelo a ser ajustado deve se basear no padrão de

declínio (que pode ser exponencial, linear, acelerado ou outro padrão mais complexo), que pode ser inferido a partir do tipo de ameaça. O padrão de declínio assumido pode fazer uma diferença importante. Os avaliadores devem indicar como fundamentaram a decisão sobre a forma da função de declínio. As melhores informações sobre os processos que contribuem para mudanças no tamanho da população devem ser usadas para decidir qual forma da função de declínio utilizar ao longo do período de três gerações. Especificamente, se um modelo for ajustado, as premissas do modelo devem ser baseadas em características de história de vida, biologia do habitat, padrão de exploração ou outros processos de ameaça etc. Por exemplo:

- (1) Se um táxon é ameaçado pela exploração e a mortalidade por caça (proporção de indivíduos capturados) não muda conforme o tamanho da população diminui, então a população estará provavelmente diminuindo exponencialmente e esse deve ser o modelo ajustado.
- (2) Um modelo linear é adequado quando o número de indivíduos removidos da população anualmente (ao invés de sua proporção em relação à população total) permanece o mesmo conforme muda a população. Por exemplo, se um táxon está ameaçado por perda de habitat, e uma área de habitat de tamanho semelhante é perdida todos os anos, isso pode levar a um declínio linear no número de indivíduos.
- (3) Um modelo com uma taxa de declínio acelerada é adequado quando os processos de ameaça aumentaram em gravidade ao longo do tempo e estão afetando a população de maneira cada vez mais severa.
- (4) Nenhum modelo precisa ser ajustado nos casos em que há apenas duas estimativas de tamanho da população (no início e no final do período especificado nos critérios) - a redução pode ser calculada a partir desses dois pontos.

Os dados populacionais a partir dos quais uma redução pode ser calculada são provavelmente variáveis e a melhor forma de cálculo dessa redução pode não ser óbvia. Dependendo da forma dos dados, um modelo linear ou exponencial pode ser ajustado (ver [seção 4.5.2](#)), e os pontos inicial e final da reta ajustada podem ser usados para calcular a redução. Ajustar um modelo dessa maneira ajuda a eliminar parte da variabilidade nos dados, que pode ser atribuída a flutuações naturais que não devem ser incluídas. Ajustar uma série temporal com mais de três gerações ou 10 anos (conforme aplicável) pode gerar uma estimativa mais representativa da redução da população no longo prazo, especialmente se as populações flutuam amplamente ou oscilam com períodos mais longos do que o tempo de geração (Porszt *et al.* 2012). No entanto, independentemente da duração da série temporal ajustada, a redução deve ser calculada para as três gerações mais recentes ou 10 anos, conforme aplicável (Akçakaya *et al.* 2021). A Figura 4.1 mostra um exemplo onde o período de três gerações é de 1920 a 2000, mas os dados estão disponíveis a partir de 1900. A relação entre o número de indivíduos maduros e o tempo é baseada em todos os dados (linha tracejada), mas a redução é calculada ao longo dos anos 1920 a 2000.

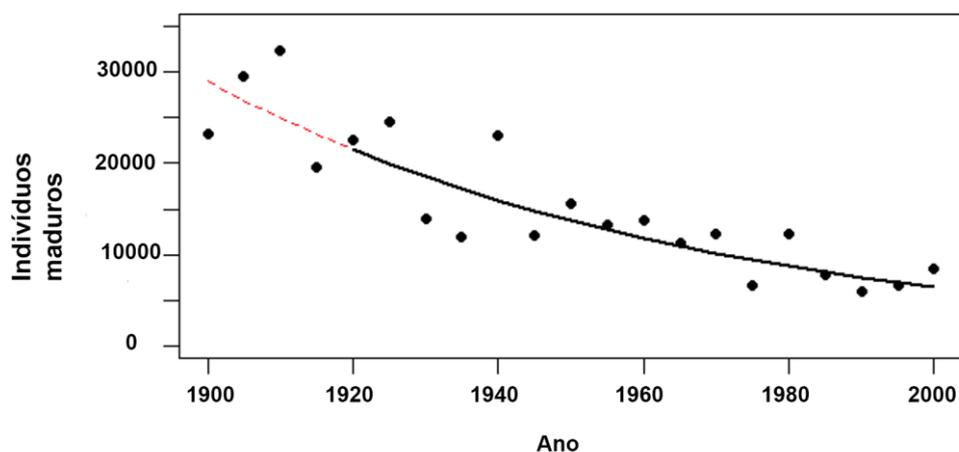


Figura 4.1. Exemplo do uso de dados para mais de três gerações (1900 a 2000) para estimar uma redução no período de 1920 a 2000.

Aqui, discutimos brevemente várias suposições e como podem ser aplicadas. Considere uma espécie com um tempo de geração de 20 anos e suponha que o tamanho da população foi estimado em 20.000 em 1961 e 14.000 em 1981 (mostrados como marcadores quadrados nos gráficos abaixo). Para calcular a redução no passado, precisamos extrapolar para trás no tempo até 1941 e para frente até 2001.

As premissas mais simples são aquelas que não envolvem mudanças nos primeiros ou nos últimos anos. Por exemplo, se assumirmos que o declínio não começou até o início dos anos 1960, a redução pode ser baseada na população inicial de 20.000. Se pudermos presumir que o declínio parou antes de 1981, então 14.000 pode ser usado como o tamanho atual da população (Figura 4.2a), resultando em uma redução de 30% ($1 - (14.000 / 20.000)$). No entanto, é necessário fazer uma suposição sobre o padrão de declínio se houver suspeita de que ocorreu algum declínio fora desse período. A documentação deve incluir uma justificativa do padrão de declínio assumido.

Declínio exponencial

O declínio exponencial pode ser assumido nos casos em que a taxa proporcional de declínio da população é considerada constante. Por exemplo, um declínio exponencial pode ser assumido se o táxon estiver ameaçado pela exploração e a mortalidade por caça (proporção de indivíduos capturados) não mudar com o declínio do tamanho da população. Quando existem estimativas do tamanho da população, a redução é calculada usando as seguintes equações:

$$\text{Redução} = 1 - (\text{Mudança Observada})^{(3\text{Gerações} / \text{Período Observado})}$$

Onde "Mudança Observada" é a proporção do segundo tamanho da população em relação ao primeiro tamanho da população (nesse caso $N(1981) / N(1961)$), e "Período Observado" é o número de anos entre o primeiro e o último anos de observação. Por exemplo, na Fig. 4.2b, a Mudança Observada é $14.000 / 20.000$ e o Período Observado é 20 anos. Assim, a redução em 60 anos é de 65,7% [$= 1 - (14.000 / 20.000)^{(60/20)}$]. A taxa anual de mudança é calculada como:

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

Nesse caso, a taxa de variação anual é de 0,9823, o que sugere uma taxa de declínio anual de cerca de 1,8%. O tamanho da população de três gerações atrás pode ser estimado em 28.571 [$= 20.000 / 0,9823^{20}$] e a população atual em 9.800 [$= 14.000 * 0,9823^{20}$] (Figura 4.2b). A planilha "Declínio exponencial" na planilha **CriterionA_Workbook.xls** mencionada acima pode ser usada para calcular as reduções.

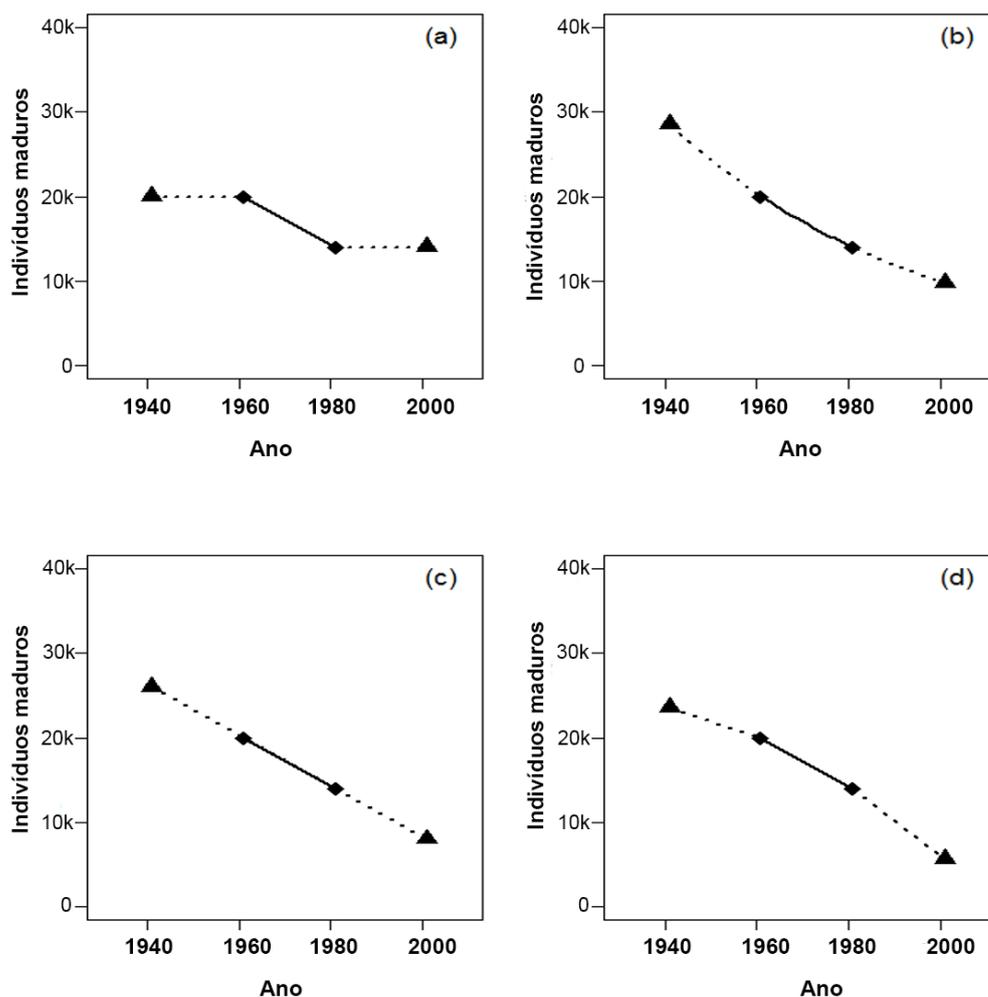


Figura 4.2. Exemplos de cálculo de redução populacional passada, para uma avaliação feita em 2001 de uma espécie com tempo de geração de 20 anos. O tamanho da população foi estimado em 20.000 em 1961 e 14.000 em 1981; extrapolações foram feitas porque a redução passada deve ser calculada nas últimas três gerações, de 1941 a 2001. Os cálculos assumem: (a) nenhuma mudança de 1941 a 1961 e de 1981 a 2001, (b) mudança exponencial entre 1941 e 2001, (c) declínio linear entre 1941 e 2001; e (d) declínio acelerado de 1941 a 2001.

Declínio linear

Em alguns casos, o número de indivíduos removidos da população (em vez de sua proporção em relação à população total) pode permanecer constante. Por exemplo, se uma espécie está ameaçada por perda de habitat e uma área de habitat de tamanho semelhante é perdida todos os anos, isso pode levar a um declínio linear no número de indivíduos. Observe que isso significa que a taxa de declínio está aumentando a cada ano, porque a mesma quantidade de habitat é perdida em uma quantidade decrescente de habitat restante. Portanto, não podemos calcular uma única taxa de declínio (como uma porcentagem ou proporção do tamanho da população), como fizemos no caso exponencial. Em vez disso, podemos calcular a redução anual em unidades do número de indivíduos:

$$\text{Redução anual em } N = (\text{primeiro } N - \text{segundo } N) / (\text{período observado})$$

onde o "Primeiro N" é o tamanho da população observado no início do período observado e "Segundo N" é o tamanho da população observado no final. Para o exemplo, a redução anual é de 300 indivíduos $((20.000 - 14.000) / 20)$. Agora, precisamos calcular o tamanho da população no início e no final do período de 3 gerações. Para fazer isso, primeiro calculamos:

$$\text{Abundância 1} = \text{Primeiro N} + (\text{Redução Anual} * \text{Período 1})$$

$$\text{Abundância 2} = \text{valor maior que zero ou: Segundo N} - (\text{Redução Anual} * \text{Período 2})$$

onde Abundância 1 é o tamanho da população calculado no início do período de três gerações e Abundância 2 é o tamanho da população calculado no final do período de três gerações. Abundância 1 e Abundância 2 são calculadas a partir da redução anual calculada em número de indivíduos maduros, os dois tamanhos de população e o número de anos entre os dois valores de tamanho de população. Período 1 é a diferença no número de anos entre o início do período de três gerações e o ano para o qual a primeira observação do tamanho da população está disponível (1941 e 1961 para o exemplo) e Período 2 é a diferença no número de anos entre o final do período de 3 gerações e o ano para o qual a segunda observação do tamanho da população está disponível (1981 e 2001 para o exemplo). Finalmente, calculamos a redução proporcional (porcentagem) de 3 gerações da seguinte maneira:

$$\text{Redução} = (\text{Abundância 1} - \text{Abundância 2}) / \text{Abundância 1}$$

Neste exemplo, a redução anual é de 300 indivíduos por ano, portanto os números de indivíduos em 1941 e 2001 seriam de 26.000 [20.000 + (300*20)] e 8.000 [14.000 – (300*20)] respectivamente (marcadores de triângulo na Figura 4.2c), resultando numa redução de cerca de 69,2% em três gerações. Nesse caso, a taxa de declínio é de apenas 23% para a 1ª geração, mas aumenta para 43% para a 3ª geração. A aba “Declínio linear” na planilha **CriterionA_Workbook.xls** mencionada acima pode ser usada para calcular as reduções.

Declínio acelerado

Embora um declínio linear no número de indivíduos signifique que a taxa de declínio esteja aumentando, esse aumento pode ser ainda mais rápido, levando a um declínio acelerado no número de indivíduos. Isso pode acontecer quando o nível de exploração aumenta, por exemplo, quando o número de indivíduos mortos é maior a cada ano devido ao aumento da população humana ou ao aumento da eficiência da retirada.

Para extrapolar sob a premissa de declínio acelerado, é necessário saber ou estimar como a taxa de declínio mudou. Por exemplo, no exemplo acima, o declínio observado em uma geração (de 1961 a 1981) é de 30%. Uma suposição pode ser que a taxa de declínio dobrou a cada geração, de 15% na 1ª geração para 30% na 2ª e 60% na 3ª. Essa suposição levaria a estimativas de tamanho da população de 23.529 para 1941 (20.000 / (1 – 0,15)) e 5.600 para 2001 (14.000 * (1 – 0,6)), dando uma redução passada de cerca de 76% em três gerações ([Figura 4.2d](#)). Obviamente diferentes suposições sobre como as taxas de declínio mudaram no passado trarão resultados diferentes.

A mesma abordagem pode ser usada para fazer o cálculo com base na premissa de declínio desacelerado.

Padrões complexos de declínio

É possível assumir diferentes padrões de declínio para diferentes períodos. Por exemplo, o declínio pode ser considerado zero até a primeira observação e depois exponencial. Isso daria uma população de 20.000 em 1941 e 9.800 em 2001, dando uma redução passada de cerca de 51% em três gerações.

Os exemplos na [Figura 4.2](#) usam dois valores para o número de indivíduos. Quando várias estimativas do tamanho da população estão disponíveis, os dados precisam ser suavizados, usando, por exemplo, curvas de regressão ([Figura 4.1](#)). Ao aplicar a regressão, é importante verificar se a linha ajustada atravessa bem os dados. Por exemplo, a Fig. 4.3 mostra um caso em

que um modelo linear não se ajusta adequadamente aos dados. Nesse caso, uma redução anterior poderia ser calculada como a razão entre o tamanho médio da população nos últimos 8 anos (10.329) e nos anos anteriores à ocorrência da sobre-exploração (19.885). A redução seria de 48% ($1 - (10.329 / 19.885)$).

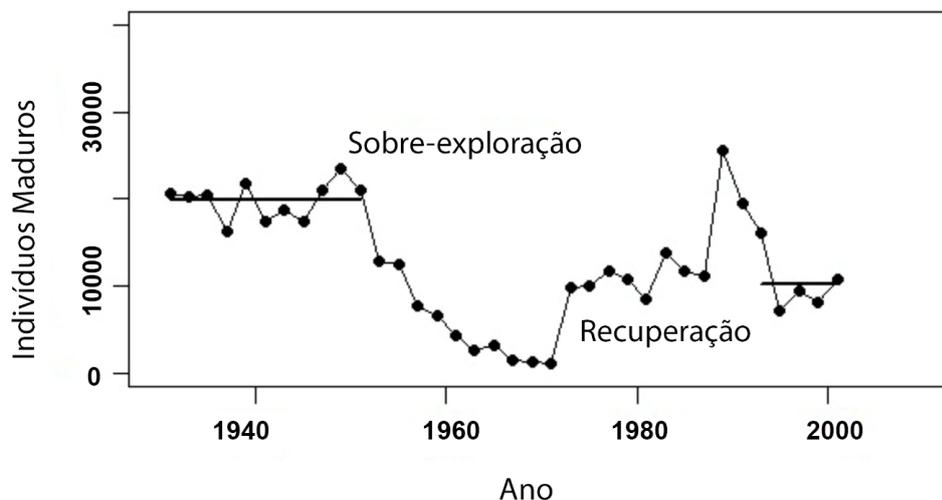


Figura 4.3. Exemplo de cálculo da redução passada para uma população que era inicialmente estável, mas depois foi sujeita a sobre-exploração seguida de recuperação. A redução é baseada no tamanho médio da população nos últimos anos e nos anos anteriores à ocorrência da sobre-exploração.

O cálculo das reduções pela razão entre o tamanho médio da população no início do período de três gerações e o tamanho médio da população no final do período é apropriado quando há evidência de mudança na tendência (por exemplo, devido a mudanças nos processos de ameaça). Em contraste, a regressão (linear ou exponencial) deve ser usada para calcular as reduções na falta de tal evidência ou se as estimativas do tamanho da população forem muito imprecisas.

Finalmente, quando não há fundamentos para decidir entre vários padrões de declínio, a taxa de declínio pode ser especificada como um número incerto, com base nos declínios previstos pelos diferentes padrões. Por exemplo, no conjunto de quatro exemplos na [Figura 4.2](#) acima, a taxa de declínio pode ser expressa como o intervalo 66%–69%, se os padrões de declínio exponencial e linear forem considerados plausíveis, ou como o intervalo 30%–76%, se todas as quatro possibilidades discutidas forem consideradas plausíveis.

4.5.2 Calculando a redução da população usando modelos populacionais

A redução da população passada e futura pode ser calculada usando modelos de população, desde que: (i) o modelo atenda aos requisitos descritos na [seção 9](#) ("Diretrizes para a aplicação do critério E"), (ii) os efeitos dos níveis futuros de ameaça sejam incluídos no modelo populacional, como mudanças nos parâmetros do modelo, e (iii) os resultados do modelo não sejam inconsistentes com as mudanças esperadas em quaisquer taxas de declínio atuais ou recentes estimadas ou inferidas. Ao usar um modelo populacional para projetar uma redução sob o critério A3, a mediana ou média das projeções para um conjunto de cenários plausíveis deve ser usada para calcular a melhor estimativa da magnitude da redução projetada. As avaliações podem ser baseadas na melhor estimativa, limite inferior ou superior, mas, por razões de transparência, os avaliadores devem justificar o raciocínio para a eventual escolha de um valor diferente da melhor estimativa. A variabilidade projetada pode ser usada para quantificar a incerteza. Por exemplo, os quartis superior e inferior da magnitude projetada da redução futura (ou seja, reduções com 25% e 75% de probabilidade) podem ser considerados como representando uma faixa plausível de redução projetada e usados para incorporar a incerteza na avaliação, conforme descrito nas [seções 3.2](#) e [4.5.3](#). Os limites da faixa plausível devem incorporar a incerteza sobre o modelo usado para a

projeção, bem como o erro de medição; ou deve ser fornecida uma justificativa da estrutura do modelo, explicando por que ela é a mais apropriada diante da incerteza do modelo.

4.5.3 Táxons amplamente distribuídos ou com múltiplas subpopulações

Esta seção trata das questões relacionadas à apresentação e uso de informações de subpopulações (ou de partes da distribuição) de um táxon amplamente distribuído na avaliação em relação ao critério A. Para tais táxons, recomenda-se que os dados disponíveis sobre reduções no passado sejam apresentados numa tabela, listando todas as subpopulações conhecidas (ou todas as subpopulações de parte da distribuição) e fornecendo ao menos dois dos três valores a seguir para cada subpopulação:

1. o tamanho estimado da população num ponto do tempo próximo a três gerações atrás¹, e o ano dessa estimativa;
2. o tamanho populacional estimado mais recente e seu ano; e
3. redução estimada, suspeitada ou inferida (em %) nas últimas três gerações.

Se houver estimativas de abundância para anos diferentes daqueles relatados em (1) ou (2), devem também ser apresentadas em colunas separadas da mesma tabela. Qualquer informação qualitativa sobre tendências anteriores para cada subpopulação deve ser resumida em uma coluna separada, bem como as quantidades calculadas com base nos dados apresentados (ver exemplos abaixo). Tamanhos populacionais e reduções devem ser estimados separadamente para cada subpopulação usando os métodos descritos acima, considerando que diferentes subpopulações podem exibir diferentes padrões de declínio.

Existem três requisitos importantes:

- (a) Os valores devem ser baseados em estimativas ou índices do número de indivíduos maduros. Se os valores forem baseados em índices, uma nota deve ser incluída explicando como os valores devem se relacionar com o número de indivíduos maduros e quais premissas são necessárias para que essa relação se mantenha.
- (b) As subpopulações não devem se sobrepor. Isso não significa que não haja dispersão ou que a dispersão não seja frequente entre as subpopulações. O objetivo desse requisito é evitar ao máximo a contagem dupla.
- (c) Juntas, as subpopulações devem incluir todo o táxon. Se isso não for possível, uma “subpopulação” chamada Remanescente deve incluir uma estimativa do número total de indivíduos maduros não incluídos nas subpopulações avaliadas. Essa estimativa, como outras, pode ser incerta (veja abaixo).

Se esses requisitos não puderem ser atendidos, não poderá ser aplicado o critério A para esse táxon.

Nesta seção, nos referimos a subpopulações, mas a discussão se aplica a qualquer tipo de subunidades não sobrepostas do táxon, como partes da distribuição do táxon. Na próxima subseção discutimos os métodos básicos de uso da tabela de dados delineada acima para avaliar um táxon sob o critério A, em *Estimativa da redução geral*. Em muitos casos, haverá incerteza, porque os tamanhos da população não são conhecidos com precisão, estão em diferentes unidades para diferentes subpopulações ou estão disponíveis apenas em uma ou poucas subpopulações. Esses casos serão discutidos posteriormente na subseção *Lidando com a incerteza*.

¹ Os critérios são definidos em termos de no máximo 10 anos ou três gerações. No entanto, para clareza de apresentação, só é feita referência nesta seção a “três gerações”.

4.5.4 Estimando a redução geral

Para avaliar um táxon em relação ao critério A, é necessário estimar a redução geral ao longo de três gerações ou 10 anos. Todos os dados disponíveis devem ser usados para calcular uma redução como uma média de todas as subpopulações, ponderada pelo tamanho estimado de cada subpopulação no início do período. Inferências a respeito de reduções não devem ser baseadas em informações para qualquer subpopulação individual (se é a de declínio mais rápido, a mais estável, a maior ou a menor)².

Os métodos recomendados para estimar a redução são explicados abaixo por uma série de exemplos. Todos os exemplos são para calcular a redução passada para um táxon com um tempo de geração de 20 anos, avaliado em 2001 (ou seja, para esses exemplos, o "presente" é 2001 e "três gerações atrás" é 1941). Todos os exemplos desta seção são baseados em dados com as mesmas unidades para todas as subpopulações; a questão das diferentes unidades é discutida na próxima subseção (*Lidando com a incerteza*).

A aba "Múltiplas populações" na planilha **CriterionA_Workbook.xls** (mencionada no início da [seção 4.5](#)) pode ser usada para calcular reduções usando dados de múltiplas populações.

Exemplo 1: Estimativas disponíveis para o tamanho populacional passado (três gerações atrás) e atual.

Subpopulação	Passado	Presente
Oceano Pacífico	10,000 (1941)	5,000 (2001)
Oceano Atlântico	8,000 (1941)	9,000 (2001)
Oceano Índico	12,000 (1941)	2,000 (2001)
<i>Geral</i>	30,000 (1941)	16,000 (2001)

Nesse caso (mais simples), todos os tamanhos de população anteriores são somados (30.000) e todos os tamanhos de populações atuais são somados (16.000), dando uma redução geral de 46,7% [(30-16)/30]. Observe que as mudanças em subpopulações individuais são redução de 50%, aumento de 12,5% e redução de 83,3%. Uma média desses números, ponderada pelos tamanhos iniciais da população, dá a mesma resposta [(-0,5 * 10 + 0,125 * 8 - 0,833 * 12) / 30].

Exemplo 2: Estimativas disponíveis para vários tamanhos de população anteriores.

Subpopulação	Passado	Presente	Notas
Oceano Pacífico	10,000 (1930s)	7,000 (1995)	Maioria do declínio nos últimos 20 anos
Oceano Atlântico	8,000 (1975)		Acredita-se que tenha se mantido estável
Oceano Índico	10,000 (1961)	4,000 (1981)	

Nesse caso, as estimativas da população "passada" e "presente" não são do mesmo ano para todas as subpopulações. Assim, é necessário calcular a redução em cada subpopulação no mesmo intervalo de tempo. Por exemplo, é necessário projetar a população desde o censo "passado" (na década de 1930) até 1941 (três gerações atrás), bem como desde o censo mais recente (em 1995) até o presente.

Esses cálculos dependem do padrão de declínio (ver [Seção 4.5.1](#)). Qualquer informação sobre tendências passadas pode ser importante para fazer tais projeções (como nas "Notas" do exemplo). Por exemplo, dado que a maior parte do declínio na subpopulação do "Oceano Pacífico" ocorreu nos últimos anos, pode-se presumir que a estimativa na década de 1930 também representa a população em 1941 (três gerações atrás). Porém, nesse caso, é necessário fazer uma projeção a partir da estimativa mais recente (em 1995) até 2001. Se a queda estimada de 10.000 para 7.000

² Contudo, veja "*Lidando com a Incerteza*" abaixo, para uma exceção a essa regra.

ocorreu em 20 anos, assumindo uma taxa constante de declínio durante esse período, a taxa anual de declínio pode ser calculada como $1,77\% [1 - (7.000 / 10.000)^{(1/20)}]$, dando uma redução projetada de cerca de 10,1% nos seis anos a partir do último censo (em 1995) até 2001, e uma população projetada para 2001 de 6.290 ($= 7.000 * (7.000 / 10.000)^{(6/20)}$). Isso significa uma redução de 37% em três gerações (10.000 para 6.290).

Quando não há evidências de que a taxa de declínio está mudando, pode ser assumido um declínio exponencial. Por exemplo, para a subpopulação do “Oceano Índico”, a redução de 20 anos entre 1961 e 1981 é de 60% por geração, correspondendo a 4,48% ao ano [$-0,0448 = (4.000 / 10.000)^{(1/20)} - 1$]. Assim, o declínio de três gerações pode ser estimado em 93,6% [$-0,936 = (4.000 / 10.000)^{(60/20)} - 1$].

A subpopulação “Oceano Atlântico” tem se mantido estável, então uma redução de 0% é assumida. Combinando as três estimativas, a média ponderada de redução para o táxon é estimada em 63% [$(-0,37 * 10 + 0 * 8 - 0,936 * 25) / 43$]. Note que é incorreto calcular uma média simples (não ponderada) das taxas de redução em três gerações das diferentes subpopulações. Como mencionado acima, as reduções nas diferentes subpopulações devem ser ponderadas pelo tamanho inicial dessas populações (ou seja, para A1 e A2, os tamanhos das populações a três gerações atrás).

Quando tais cálculos são usados na estimativa da redução geral, as reduções calculadas e os tamanhos de subpopulação calculados devem ser apresentados na tabela em colunas diferentes do que aquelas usadas para os dados (veja uma tabela preenchida abaixo).

Subpop.	Passado	Presente	Notas	Pop. 3 ger. atrás (calc*)	Pop. atual (calc*)	Redução estimada 3 ger.
Oceano Pacífico	10.000 (1930s)	7.000 (1995)	Maioria do declínio nos últimos 20 anos	10.000	6.290	37,1%
Oceano Atlântico	8.000 (1975)		Acredita-se que tenha se mantido estável	8.000	8.000	0%
Oceano Índico	10.000 (1961)	4.000 (1981)		25.000	1.600	93,6%
<i>Geral</i>				43.000	15.890	63,0%

* calculada com base nas informações das colunas anteriores

Exemplo 3: Estimativas disponíveis para vários tamanhos de população anteriores, apenas para algumas subpopulações.

Subpopulação	Passado	Presente	Redução	Notas
Oceano Pacífico	desconhecido	5.000 (1990)	50%	redução suspeitada ao longo de 3 gerações
Oceano Atlântico	8.000 (1955)	9.000 (1998)		
Oceano Índico	desconhecido	2.000 (1980)	70%	redução inferida ao longo de 3 gerações

Nesse caso, para algumas regiões, não há informações sobre o tamanho da subpopulação anterior, mas há redução suspeitada ou inferida. Desse modo, esses valores suspeitados ou inferidos devem ser calculados, ponderados pelo tamanho da população de três gerações atrás. Como esse número não é conhecido, deve ser projetado usando as estimativas atuais e a quantidade da redução inferida ou suspeitada, usando os métodos discutidos no Exemplo 2. Supondo declínio ou crescimento exponencial, a tabela é preenchida como segue.

Subpop.	Passado	Presente	Redução	Pop. 3 ger. atrás (calculada*)	Pop. atual (calculada*)	Mudança em três gerações
Oceano Pacífico	?	5.000 (1990)	50% (suspeitada)	8.807 ^a	4.403 ^a	Redução suspeitada de 50%
Oceano Atlântico	8.000 (1955)	9.000 (1998)		7.699 ^b	9.074 ^b	Aumento estimado de 17,9%
Oceano Índico	?	2.000 (1980)	70% (inferido)	4.374 ^c	1.312 ^c	Redução Inferida de 70%
Geral				20.880	14.789	Redução de 29,2%

^a A mudança anual proporcional da população é $0,9885 [= (1 - 0,5)^{(1/60)}]$, o que é uma redução de 1,15% ao ano. A mudança populacional de 1941 até o censo em 1990 é de $0,5678 [= 0,9885^{(1990-1941)}]$. Assim, o tamanho da população em 1941 era de $8.807 (5.000 / 0,5678)$. A mudança populacional do censo de 1990 a 2001 é de $0,8807 [= 0,9885^{(2001-1990)}]$. Assim, o tamanho da população em 2001 é de $4.403 (5.000 * 0,8807)$.

^b A mudança populacional de 1955 a 1998 é de $1,125 (= 9.000 / 8.000; \text{aumento de } 12,5\%)$. Assim, a variação anual é de $1,00274$, ou aumento de $0,27\%$ ao ano $[= 1,125^{1/(1998-1955)}]$. O tamanho da população em 1941 era de $7.699 [= 8.000 / 1,00274^{(1955-1941)}]$. O tamanho da população em 2001 é de $9.074 [= 8.000 * 1,00274^{(2001-1998)}]$.

^c A mudança anual da população é de $0,9801 [= (1 - 0,7)^{(1/60)}]$. A mudança populacional de 1941 até o censo de 1980 é de $0,4572 [= 0,9801^{(1980-1941)}]$. Assim, o tamanho da população em 1941 era $4.374 (2.000 / 0,4572)$. A mudança populacional do censo de 1980 a 2001 é de $0,6561 [= 0,9801^{(2001-1980)}]$. Assim, o tamanho da população em 2001 é de $1.312 (2.000 * 0,6561)$.

Exemplo 4: Várias estimativas disponíveis para tamanhos de população anteriores.

Subpopulação	Passado1	Passado2	Passado3	Presente
Oceano Pacífico	10.000 (1935)	10.200 (1956)	8.000 (1977)	5.000 (1994)
Oceano Atlântico	8.000 (1955)			9.000 (1998)
Oceano Índico	13.000 (1946)	9.000 (1953)	5.000 (1965)	3.500 (1980)

Nesse caso, como no exemplo 2, as estimativas de tamanho da população “passada” e “presente” não são do mesmo ano para todas as subpopulações. No entanto, existem estimativas para anos adicionais, que fornecem informações para fazer projeções. Por exemplo, para a subpopulação do "Oceano Pacífico", a taxa anual de mudança mudou de um aumento de 0,09% no primeiro período (1935 a 1956) para uma redução de 1,15% no segundo e uma redução de 2,73% no terceiro período, sugerindo declínio acelerado. Uma opção é presumir que a taxa final de declínio também se aplicará de 1994 a 2001. Outra opção é realizar uma regressão não linear. Por exemplo, uma regressão polinomial de 2º grau nos logaritmos naturais das quatro estimativas populacionais prevê o tamanho da população como $\exp(-1328 + 1,373t - 0,0003524 t^2)$, onde t é o tempo em anos entre 1935 e 2001. Essa equação dá uma população de 10.389 em 1941 e uma população de 3.942 em 2001, correspondendo a uma redução de 62%. A subpopulação "Oceano Índico" mostra um padrão diferente; a taxa anual de queda desacelera de 5,12% no primeiro período para 4,78% no segundo e 2,35% no terceiro período. O mesmo método de regressão prevê o tamanho da população como $\exp(2881 - 2,887t + 0,0007255t^2)$, dando uma subpopulação de 18.481 em 1941 e uma subpopulação de 3.538 em 2001, o que corresponde a um declínio de 80,9% (assim, a regressão previu um ligeiro aumento de 1980 a 2001). A tabela completa está abaixo.

Subpop.	Passado 1	Passado 2	Passado 3	Presente (mais perto de 2001)	População 3 ger. atrás (1941; calc.)	População atual (2001; calc.)	Mudança Estimada em três ger.
Oceano Pacífico	10.000 (1935)	10.200 (1956)	8.000 (1977)	5.000 (1994)	10.389	3.942	Redução de 62,1%
Oceano Atlântico	8.000 (1955)			9.000 (1998)	7.699	9.074	Aumento de 17,9%
Oceano Índico	13.000 (1946)	9.000 (1953)	5.000 (1965)	3.500 (1980)	18.481	3.538	Redução de 80,9%
Geral					36.569	16.554	Redução de 54,7%

4.5.5 Lidando com a incerteza

Em muitos casos, os dados de algumas ou mesmo da maioria das subpopulações (ou regiões) estarão indisponíveis ou incertos. Mesmo para táxons com dados muito incertos, recomendamos que os dados disponíveis sejam organizados da mesma forma como descrito acima. A [seção 4.5.1](#) discute como calcular o tamanho da população para o presente e para três gerações atrás.

Uso de estimativas incertas

Valores incertos podem ser inseridos como faixas plausíveis e realistas (intervalos). Ao especificar a incerteza, é importante separar a variabilidade natural (temporal ou espacial) da incerteza decorrente da falta de informação. Como o critério A se refere a um período específico, a variabilidade temporal não deve contribuir para a incerteza. Em outras palavras, a incerteza que o avaliador especifica não deve incluir a variação de ano para ano. O critério A refere-se à redução geral do táxon, portanto a variabilidade espacial não deve contribuir para a incerteza. Por exemplo, se a redução em diferentes subpopulações varia de 10% a 80%, essa faixa (10 a 80%) não deve ser usada para representar incerteza. Em vez disso, a redução estimada em diferentes subpopulações deve ser calculada como descrito acima.

Isso faz com que a incerteza devido à falta de informação possa ser especificada inserindo cada estimativa como um intervalo, como na tabela a seguir.

Subpopulação	Passado	Presente
Oceano Pacífico	8.000 – 10.000 (1941)	4.000 – 6.000 (2001)
Oceano Atlântico	7.000 – 8.000 (1941)	8.000 – 10.000 (2001)
Oceano Índico	10.000 – 15.000 (1941)	1.500 – 2.500 (2001)

Nesse caso, uma abordagem simples é calcular as estimativas mínimas e máximas para a redução em cada subpopulação usando a estimativa inferior e superior³. Por exemplo, para a subpopulação do “Oceano Pacífico”, a redução mínima pode ser estimada como uma redução de 8.000 para 6.000 (25%) e a redução máxima pode ser estimada em 60% (de 10.000 para 4.000). Se as “melhores” estimativas para tamanhos populacionais passados e presentes também estiverem disponíveis, elas podem ser usadas para estimar a melhor estimativa para redução. Caso contrário, a melhor estimativa para redução pode ser estimada em 44% (9.000 para 5.000), usando os pontos médios dos intervalos de tamanho da população passado e presente.

Se existe incerteza semelhante para todas as subpopulações (como neste exemplo), uma abordagem simples é somar todos os limites inferior e superior das estimativas. Nesse caso, o tamanho total da população seria 25.000-33.000 no passado e 13.500-18.500 no presente. Usando a mesma abordagem descrita acima, a melhor estimativa de redução pode ser calculada como 45% (29.000 para 16.000), com faixa plausível de reduções de 26% (de 25.000 para 18.500) a 59% (de 33.000 para 13.500).

Um método alternativo é usar uma abordagem probabilística (Monte Carlo). Se a incerteza nos tamanhos da população passados e presentes é dada como distribuições de probabilidade, e a correlação entre essas distribuições é conhecida, então a distribuição de probabilidade para a redução pode ser calculada selecionando aleatoriamente um par de tamanhos de população passados e presentes (usando as distribuições dadas), calculando a redução com base nesse par e repetindo isso com centenas (ou milhares) de pares selecionados aleatoriamente.

³ Este é o método usado na Lista Vermelha RAMAS para calcular a redução com base em abundâncias, quando você clica no botão “Calcular” na janela do editor de Valor para redução passada ou futura.

Uso de dados com unidades diferentes

Os exemplos discutidos acima assumem que os dados populacionais estejam nas mesmas unidades (número de indivíduos maduros). Em alguns casos, os dados de diferentes populações podem estar em unidades diferentes (como CPUE ou outros índices). Nesses casos, é recomendável que uma tabela separada seja preparada para cada tipo de dado. Se os tamanhos da população passada e atual estiverem nas mesmas unidades para qualquer subpopulação, podem ser usados para calcular a redução para essa subpopulação (eventualmente usando extrapolação, conforme discutido acima). Esse cálculo pressupõe que o índice esteja linearmente relacionado ao número de indivíduos maduros. A avaliação deve discutir a validade dessa suposição e fazer a transformação necessária (do índice para um que se relaciona linearmente com o número de indivíduos maduros) antes de calcular a redução (ver também o requisito (a) no início desta seção).

É também importante que seja feito um esforço para combinar as tabelas, convertendo todas as unidades numa unidade comum. Isso ocorre porque é necessário saber os tamanhos relativos das subpopulações para combinar as estimativas de redução, a menos que as subpopulações tenham tamanhos semelhantes ou tenham diminuído em porcentagens semelhantes. Se a redução percentual for semelhante (dentro de um ou dois pontos percentuais) para diferentes subpopulações, seus tamanhos relativos não terão um papel importante e uma média simples (aritmética) pode ser usada em vez de média ponderada. Se os tamanhos da população eram sabidamente semelhantes há três gerações (por exemplo, a menor subpopulação não era menor do que, digamos, 90% da maior), novamente uma média simples pode ser usada.

Se o tamanho da população e as quantidades de redução diferem entre as subpopulações, então as reduções (em porcentagem) com base em unidades diferentes poderão ser combinadas apenas se os tamanhos relativos das subpopulações puderem ser estimados. No entanto, esse cálculo não precisa ser muito preciso. Faixas (intervalos) podem ser usados para calcular resultados incertos. Por exemplo, suponha que as estimativas de redução em duas subpopulações sejam 60% e 80%, e que estimativas precisas de tamanhos populacionais relativos não estejam disponíveis (porque essas estimativas de redução são baseadas em índices diferentes). Nesse caso, estimativas brutas de tamanhos relativos podem ser usadas. Se o tamanho relativo da primeira subpopulação for estimado entre 0,40 e 0,70 da população total, a redução geral pode ser calculada como neste exemplo. A estimativa alta seria $(60\% * 0,4) + (80\% * 0,6)$ ou 72%. A estimativa baixa seria $(60\% * 0,7) + (80\% * 0,3)$, ou 66%. Assim, a redução geral pode ser expressa como o intervalo de 66%-72%.

Usando dados de algumas poucas subpopulações

Em alguns casos, existem dados confiáveis de apenas uma ou poucas subpopulações. Nesses casos, os dados disponíveis podem ser usados nas seguintes condições:

1. Se a subpopulação para a qual uma estimativa de redução está disponível era sem dúvida a maior subpopulação três gerações atrás, então essa estimativa pode ser usada para todo o táxon. Esse processo também pode ser formalizado usando os métodos descritos acima. Por exemplo, suponha que a maior subpopulação diminuiu 60% e que representava 90 a 99% dos indivíduos maduros do táxon três gerações atrás. Se não houver informações sobre o resto das subpopulações (representando 1–10% dos indivíduos maduros), pode-se presumir que essas subpopulações diminuíram de 0 a 100% (embora, é claro, esse intervalo não inclua todas as possibilidades, uma vez que exclui a possibilidade de que as outras subpopulações tenham aumentado). Com essas suposições, a estimativa baixa seria de 54% (se o resto das subpopulações tivesse 10% dos indivíduos e diminuísse em 0%), e a estimativa alta seria de 64% (se o resto das subpopulações tivesse 10% dos indivíduos, e diminuiu em 100%). Assim, a redução geral pode ser expressa como

o intervalo de 54%-64%, que inclui a estimativa (60%) com base na maior subpopulação, mas também incorpora a incerteza devido à falta de conhecimento de outras subpopulações.

2. Se for possível presumir que todas (ou todas as grandes) subpopulações estão diminuindo à mesma taxa, então a redução estimada para um subconjunto das subpopulações pode ser usada para todo o táxon. Nesse caso, é importante documentar qualquer evidência que indique que as taxas são iguais, discutindo e descartando vários fatores que podem levar a diferentes taxas de redução nas diferentes subpopulações.

4.5.6. Flutuações vs. reduções

A fase descendente de uma flutuação normalmente não contará como uma redução ([seção 4.5](#)) ou um declínio continuado ([seção 4.6](#)); portanto, um declínio ou redução observada não deve ser considerada uma flutuação, a menos que haja evidências para isso. Quando as flutuações ocorrem em períodos mais curtos do que o período de avaliação (por exemplo, flutuações anuais ao longo de um período de 10 anos/3 gerações), os métodos descritos na [seção 4.5.1](#) podem reduzir a incerteza do declínio calculado (Akçakaya *et al.* 2021).

No entanto, as flutuações com períodos semelhantes ou superiores ao período de avaliação podem ser difíceis de distinguir de declínios. Nesses casos, conhecer as causas das mudanças populacionais (por exemplo, flutuações climáticas como El Niño-Oscilação Sul ou fases de sucessão em resposta a regimes de perturbação, como incêndios ou inundações) ajudaria a associar a mudança a uma flutuação. Se essa relação causal verificada não estiver disponível, essas mudanças populacionais de longo prazo não devem ser consideradas como parte de uma flutuação; ao contrário, devem ser interpretadas como mudanças direcionais (aumento ou declínio da população).

Em casos raros, as mudanças populacionais que resultam da cessação das atividades humanas podem ser consideradas flutuações. Se uma população aumentou anteriormente devido a uma atividade humana não relacionada à conservação, e essa atividade mudou ou parou recentemente, resultando em um declínio na população, esse declínio pode ser considerado como parte de uma flutuação, se houver evidências de que a população está voltando a um nível pré-impacto. Por exemplo, a pesca excessiva e o descarte de peixes no mar levaram artificialmente a maiores tamanhos populacionais para algumas espécies (Wilhelm *et al.* 2016). Caso práticas de pesca mais sustentáveis sejam adotadas, essas populações podem diminuir para os níveis anteriores. Como o declínio está revertendo um aumento anterior causado pelo homem, e que não estava relacionado à conservação, o declínio pode ser considerado como parte de uma flutuação.

4.6 Declínio continuado (critérios B e C)

“Um declínio continuado é um declínio recente, atual ou futuro projetado (que pode ser suave, irregular ou esporádico) que é passível de continuar a menos que medidas corretivas sejam tomadas. As flutuações normalmente não contam como declínios continuados, mas um declínio observado não deve ser considerado como uma flutuação, a menos que haja evidência para isso.” (UICN 2001, 2012b).

Declínios continuados são usados de duas maneiras diferentes nos critérios. Declínios continuados de qualquer intensidade podem ser usados para qualificar táxons sob os critérios B ou C2. Isso ocorre porque os táxons sob consideração para os critérios B e C já são caracterizados por distribuições restritas ou tamanho pequeno da população. O *declínio continuado estimado* (de acordo com o critério C1) tem limiares quantitativos e requer uma estimativa quantitativa, que pode ser calculada usando os mesmos métodos usados para a redução da população (ver [seção](#)

[4.5](#)). O conceito de declínio continuado em qualquer intensidade não é aplicável no critério C1 (ou no critério A).

Sob os critérios B1b, B2b e C2, declínios continuados podem ser observados, estimados, inferidos ou projetados. Embora não seja explicitamente mencionado nos critérios B ou C2, declínios continuados estimados são permitidos. Sob o critério C1, declínios continuados só podem ser observados, estimados ou projetados. Um declínio continuado sob os critérios B ou C pode ser projetado, portanto, não precisa ter começado ainda. No entanto, tais declínios projetados devem ser justificados e deve haver uma forte expectativa de que irão se efetivar (ou seja, declínios futuros meramente 'plausíveis' não são permitidos).

Taxas de declínio continuado durante tempos de geração longos (da mesma forma que reduções) podem ser estimadas a partir de dados obtidos em períodos mais curtos. Por exemplo, avaliar um táxon sob o critério C1 para a categoria Vulnerável requer estimar um declínio continuado por três gerações ou 10 anos, o que for mais longo (até um máximo de 100 anos). Ao extrapolar dados de períodos mais curtos, as suposições sobre as taxas de declínio (que podem permanecer constantes, aumentar ou diminuir no intervalo de tempo observado) devem ser justificadas, de acordo com os processos de ameaça, a história de vida dos táxons ou outros fatores relevantes.

Note que um declínio continuado não pode existir sem uma redução da população (que, no entanto, pode não ser grande o suficiente para atender aos limiares sob o critério A), mas uma redução é possível sem um declínio continuado: se uma redução "cessou" sob o critério A, não pode haver um declínio continuado. No entanto, declínios continuados não precisam ser contínuos; eles podem ser esporádicos, ocorrendo em intervalos imprevisíveis, mas deve ser muito plausível que persistam no futuro. Eventos relativamente raros podem ser considerados potenciais geradores de um declínio continuado se ocorreram pelo menos uma vez nas últimas três gerações ou 10 anos (o que for mais longo), e se for provável que aconteçam novamente nas próximas três gerações ou 10 anos (o que for mais longo), e se não for esperada uma recuperação da população entre os eventos.

Um aspecto potencialmente confuso dos critérios é que “declínio continuado estimado” no critério C1 é conceitualmente muito semelhante a “redução da janela móvel” no critério A4. As diferenças são (i) o critério A4 é sempre avaliado por três gerações/10 anos, enquanto o critério C1 é avaliado por uma, duas ou três gerações, dependendo da categoria, (ii) os limiares são mais baixos no critério C1 (por exemplo, para VU, 10% no critério C1 e 30% no critério A4), (iii) o critério C1 também requer pequeno tamanho da população, e (iv) no critério C1, o declínio deve ser observado, estimado ou projetado, enquanto no critério A4, a redução pode ser observada, estimada, inferida, projetada ou suspeitada.

Se há uma redução em área ou qualidade do habitat, mas a abundância não se reduz, pode ser que (i) haja uma defasagem na resposta da população à capacidade de suporte mais baixa, talvez porque a população esteja abaixo da capacidade de suporte por outras razões (como retirada), (ii) o habitat esteja em declínio em áreas não ocupadas atualmente pelo táxon, ou (iii) o habitat não esteja corretamente identificado. No caso de (i), a população acabará sendo impactada; no caso de (ii) a perda de opções de recolonização pode eventualmente impactar a população. Em ambos os casos, os critérios B1b(iii) ou B2b(iii) podem ser invocados mesmo se a população não estiver em declínio continuado. A identificação incorreta de habitat (caso iii) pode ser resolvida usando uma definição mais precisa de "habitat". Ao determinar o declínio continuado na área, extensão e/ou qualidade do habitat (critérios B1b(iii) e B2b(iii)), os avaliadores devem definir "habitat" em sentido estrito, ou seja, como a área caracterizada por suas propriedades de natureza biótica e abiótica, que é habitável por uma espécie particular. Em especial, deve-se evitar o uso de

classificações genéricas como "floresta", que indica um tipo de vegetação ou um tipo de cobertura da terra, em vez de uma identificação de habitat específica para a espécie. Além disso, deve-se documentar a localização dos declínios em relação à distribuição da espécie e, se possível, quantificar a proporção da área afetada, a magnitude ou taxa do declínio e descrever como a espécie está respondendo ao declínio.

Note que o declínio continuado é diferente da "tendência atual da população", que é campo obrigatório nas avaliações da Lista Vermelha da UICN, mas não é usado ao aplicar os critérios. Não existe uma correspondência simples entre esses dois termos. A tendência atual da população pode ser estável ou crescente, com um declínio continuado projetado no futuro. Se a tendência atual da população está diminuindo, então há um declínio continuado, mas apenas se a tendência puder continuar no futuro e não for a fase de declínio de uma flutuação.

4.7 Flutuações extremas (critérios B e C2)

“Podemos caracterizar flutuações extremas quando o tamanho da população ou área de distribuição do táxon varia de forma ampla, rápida e frequente, em geral com variação maior que uma ordem de magnitude (ou seja, aumento ou diminuição de dez vezes)” (UICN 2001, 2012b).

Flutuações extremas são incluídas nos critérios B e C como reflexo da relação positiva entre o risco de extinção e a variação na taxa de crescimento populacional (Burgman *et al.* 1993). Populações que sofrem flutuações extremas provavelmente têm taxas de crescimento altamente variáveis e, portanto, estão expostas a maiores riscos de extinção do que populações com níveis mais baixos de variabilidade.

As flutuações populacionais podem variar em magnitude e frequência ([Figura 4.4](#)). Para que o subcritério de "flutuações extremas" seja aplicado, as populações precisariam flutuar em pelo menos 10 vezes (ou seja, uma diferença de ordem de magnitude entre os mínimos e máximos da população). As flutuações podem ocorrer em qualquer intervalo de tempo, dependendo de suas causas subjacentes. Flutuações de curto prazo que ocorrem em ciclos sazonais ou anuais geralmente serão mais fáceis de detectar do que aquelas que ocorrem em intervalos de tempo mais longos, como aquelas causadas por eventos raros ou ciclos climáticos como El Niño. As flutuações podem ocorrer regularmente ou esporadicamente (ou seja, com intervalos variáveis entre mínimos populacionais sucessivos ou máximos populacionais sucessivos).

O efeito de flutuações extremas no risco de extinção dependerá do grau de isolamento e do grau de sincronia das flutuações entre as subpopulações.

Se houver dispersão regular ou ocasional (mesmo de um pequeno número de indivíduos, sementes, esporos etc.) entre todas (ou quase todas) as subpopulações, então o grau de flutuações deve ser medido em toda a população. Nesse caso, o subcritério seria atendido apenas quando o grau geral de flutuação (no tamanho total da população) fosse maior do que uma ordem de magnitude. Se as flutuações de diferentes subpopulações forem independentes e assíncronas, elas de certa forma se cancelariam quando flutuações do tamanho total da população são consideradas.

Se, por outro lado, as subpopulações estão totalmente isoladas, o grau de sincronia entre as populações não é tão importante e é suficiente que a maioria de cada uma das subpopulações mostre flutuação extrema para atender ao subcritério. Nesse caso, se a maioria das subpopulações mostrar flutuações de uma ordem de magnitude, o critério seria atendido (independentemente do grau das flutuações no tamanho total da população).

Entre esses dois extremos, se a dispersão for apenas entre algumas das subpopulações, o tamanho total da população em relação a essas subpopulações conectadas deve ser considerado ao avaliar as flutuações; cada conjunto de subpopulações conectadas deve ser considerado separadamente.

As flutuações populacionais podem ser difíceis de distinguir de mudanças direcionais da população, como declínios, reduções ou aumentos contínuos. A [Figura 4.4](#) mostra exemplos onde as flutuações ocorrem independentemente de, e em combinação com, mudanças direcionais. Uma redução não deve ser interpretada como parte de uma flutuação, a menos que haja boas evidências disso. As flutuações devem ser inferidas apenas onde houver razoável certeza de que uma mudança na população será seguida por uma mudança na direção reversa dentro de uma geração ou duas. Em contraste, as mudanças direcionais não serão necessariamente seguidas por uma mudança na direção.

Há duas maneiras principais de diagnosticar flutuações extremas: (i) interpretando as trajetórias populacionais com base em um índice de abundância apropriado para o táxon; e (ii) usando características de história de vida ou biologia do habitat do táxon.

- i) As trajetórias populacionais devem apresentar um padrão recorrente de aumentos e diminuições ([Figura 4.4](#)). Normalmente, vários aumentos e declínios sucessivos precisariam ser observados para demonstrar a natureza reversível das mudanças populacionais, a menos que uma interpretação dos dados fosse embasada numa compreensão da causa subjacente da flutuação (ver ii). Máximos ou mínimos sucessivos podem ser separados por intervalos com tamanho populacional relativamente estável.
- ii) Certos organismos têm histórias de vida sujeitas a dinâmicas de expansão/contração. Os exemplos incluem peixes de riachos intermitentes, pequenos mamíferos granívoros de climas áridos ou sazonais e plantas que respondem a distúrbios de substituição por sucessão. Nesses casos, há dependência de um recurso particular que oscila em disponibilidade, ou uma resposta a um regime de perturbação que envolve episódios previsíveis de mortalidade e recrutamento. Para qualquer táxon, pode-se obter uma compreensão de tais relações a partir de estudos de táxons funcionalmente semelhantes, e a inferência sobre flutuações extremas não necessariamente irá requerer observação direta dos aumentos e diminuições sucessivas.

Em todos os casos, os avaliadores devem estar razoavelmente certos de que as flutuações no número de indivíduos maduros representam mudanças na população total, ao invés de simplesmente um fluxo de indivíduos entre diferentes fases da vida. Por exemplo, em alguns invertebrados de água doce de corpos d'água intermitentes, o número de indivíduos maduros aumenta após a inundação, o que estimula a emergência dos estágios larvais. Indivíduos maduros se reproduzem enquanto as condições permanecem adequadas, mas morrem conforme o corpo d'água seca, restando apenas estágios de vida imaturos (por exemplo, ovos) até a próxima inundação. Do mesmo modo, incêndios podem estimular o recrutamento em massa de grandes bancos de sementes persistentes quando havia poucos indivíduos maduros antes do evento. Como no exemplo anterior, as plantas maduras podem morrer durante o intervalo entre os fogos, deixando um estoque de indivíduos imaturos (sementes) até que sejam estimulados a germinar pelo próximo fogo. Esses casos não se enquadram na definição de flutuações extremas, a menos que os estágios adormecidos da vida sejam esgotáveis por um único evento ou não possam persistir sem indivíduos maduros. Plantas que foram mortas pelo fogo e tinham um banco de sementes esgotável armazenado no dossel (semeadores obrigatórios serótimos), por exemplo, estariam, portanto, sujeitas a flutuações extremas porque o declínio no número de indivíduos maduros representa um declínio no número total.

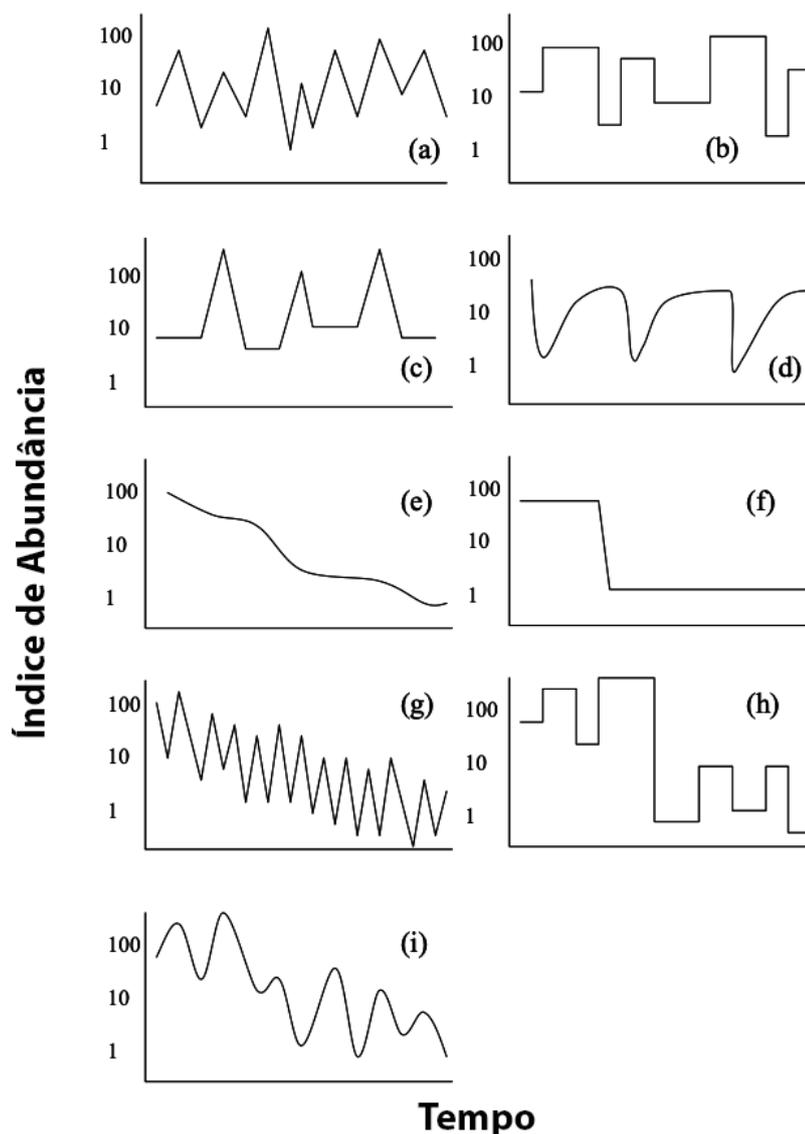


Figura 4.4. Flutuações sem mudança direcional no tamanho da população (a–d), reduções ou declínios populacionais sem flutuações (e, f), reduções populacionais combinadas com flutuações (g-i).

4.8 Severamente fragmentado (critério B)

“O termo ‘severamente fragmentado’ refere-se à situação em que o aumento do risco de extinção do táxon resulta do fato de que a maioria de seus indivíduos se encontram em subpopulações pequenas e relativamente isoladas (em alguns casos isso pode ser inferido a partir de informações do habitat). Essas pequenas subpopulações podem se extinguir, com probabilidade reduzida de recolonização” (UICN 2001, 2012b).

Nos Critérios da Lista Vermelha da UICN, o termo 'severamente fragmentado' refere-se à fragmentação da população, que muitas vezes resulta, mas é diferente, da fragmentação do habitat. Os dois atributos de subpopulações de um táxon severamente fragmentado mencionados na citação acima (pequeno e isolado) devem ser avaliados considerando características específicas do táxon. No entanto, conforme declarado na definição (e discutido abaixo), para o critério B, a fragmentação da população pode ser inferida a partir da fragmentação do habitat. Ao fazer essa inferência, informações específicas da espécie (como distâncias de dispersão e tamanhos de área de vida) devem ser usadas, conforme discutido abaixo, sempre que disponíveis; e "habitat" deve ser definido em sentido estrito, ou seja, como a área caracterizada por suas propriedades abióticas

e bióticas que é habitável pela espécie avaliada. Em particular, o habitat não deve ser definido no sentido genérico (por exemplo, como um biótopo, um tipo de vegetação ou um tipo de cobertura de solo).

A fragmentação deve ser avaliada em uma escala apropriada para o isolamento biológico do táxon em consideração. Em geral, táxons com estágios de vida adulta altamente móveis ou com uma grande produção de pequenos diásporos móveis apresentam melhor capacidade de dispersão e, portanto, são menos vulneráveis ao isolamento por meio da fragmentação do habitat. Assim, o mesmo grau de fragmentação do habitat pode não levar ao mesmo grau de fragmentação da população para espécies com diferentes níveis de mobilidade. Táxons que produzem apenas um pequeno número de diásporos (ou nenhum), ou apenas grandes, são menos eficientes na dispersão de longa distância e, portanto, são mais facilmente isolados. Se os habitats são naturalmente disjuntos e fragmentados (por exemplo, florestas antigas e áreas úmidas ricas), isso pode ser usado como evidência direta de fragmentação para táxons com baixa capacidade de dispersão.

Da mesma maneira, a fragmentação deve ser avaliada em uma escala apropriada às densidades populacionais do táxon em questão. Tudo o mais sendo igual, o mesmo nível de fragmentação de habitat provavelmente levará a uma fragmentação mais severa para uma espécie com densidades populacionais mais baixas, pois cada fragmento de habitat deverá conter um número pequeno de indivíduos.

Esse critério pode ser usado para decidir se há fragmentação severa nos casos em que os dados estão disponíveis sobre (i) a distribuição da área de ocupação (ou seja, mapas detalhados de habitat ocupado), (ii) algum aspecto da capacidade de dispersão do táxon (por exemplo, distância média de dispersão), e (iii) densidade populacional média no habitat ocupado (por exemplo, informações sobre o tamanho do território, tamanho da área de vida, etc.), então: Um táxon pode ser considerado severamente fragmentado se a maior parte (> 50%) de sua área de ocupação estiver em fragmentos de habitat que são (1) menores do que o necessário para sustentar uma população viável e (2) separados de outros fragmentos de habitat por uma grande distância em relação ao núcleo de dispersão da espécie (veja abaixo).

O critério B é frequentemente usado na ausência de qualquer informação sobre o tamanho, densidade ou estrutura da população. Portanto, para (1), a área para uma população viável deve se basear em estimativas rudimentares de densidade populacional e na ecologia do táxon. Por exemplo, para muitos vertebrados, subpopulações de menos de 100 indivíduos podem ser consideradas muito pequenas para serem viáveis. Para (2), o grau de isolamento dos remanescentes deve ser baseado na distância de dispersão do táxon. Por exemplo, as subpopulações que estão isoladas por distâncias várias vezes maiores do que a distância de dispersão média (de longo prazo) do táxon podem ser consideradas isoladas. Por outro lado, a separação de subpopulações por áreas não habitacionais (por exemplo, ilhas em um arquipélago) não significa necessariamente isolamento, se o táxon puder se dispersar entre as subpopulações.

Note que a presença (ou mesmo um grande número) de remanescentes pequenos e isolados não é suficiente para considerar um táxon severamente fragmentado. Para atender a esse critério, mais da metade dos indivíduos (ou, mais da metade da área de habitat ocupada) deve estar em manchas pequenas e isoladas. Por outro lado, um táxon com uma única subpopulação também pode estar severamente fragmentado, se essa subpopulação for muito pequena para ser viável (porque uma única população é, por definição, isolada). Do mesmo modo, um táxon com duas subpopulações pode estar severamente fragmentado se elas forem isoladas entre si, e se ambas forem pequenas demais para serem viáveis.

Para muitos táxons, as informações sobre densidade populacional e distância de dispersão podem ser baseadas em outros táxons semelhantes. Valores pautados na biologia podem ser definidos pelos avaliadores para grandes grupos taxonômicos (famílias ou mesmo ordens) ou para outros conjuntos de táxons com base em sua biologia. Por exemplo, em briófitas, muitas vezes faltam informações sobre os efeitos do isolamento de subpopulações. Para briófitas, é recomendado que, na maioria das circunstâncias, uma distância mínima maior que 50 km entre subpopulações de táxons sem dispersão de esporos seja adotada como indicador de fragmentação severa, e uma distância entre 100 km e 1.000 km para taxa com esporos (Hallingbäck *et al.* 2000).

A definição de fragmentação severa é baseada na distribuição das subpopulações. Isso muitas vezes é confundido com o conceito de "localização condicionada à ameaça" (ver [seção 4.11](#)), mas é independente dele. Um táxon pode estar severamente fragmentado, mas todas as subpopulações isoladas podem ser ameaçadas pelo mesmo fator principal (uma localização condicionada à ameaça), ou cada subpopulação pode ser ameaçada por um fator diferente (muitas localizações condicionadas à ameaça). Além disso, uma fragmentação severa não requer uma ameaça contínua; subpopulações pequenas e isoladas de um táxon severamente fragmentado podem ser extintas como resultado de processos naturais, estocásticos (demográficos e ambientais).

4.9 Extensão de ocorrência (critérios A e B)

A extensão da ocorrência é definida como "a área contida dentro do menor limite imaginário contínuo que pode ser traçado para abranger todos os locais conhecidos, inferidos ou projetados de ocorrência presente de um táxon, excluindo registros vagantes" (UICN 2001, 2012b).

A extensão de ocorrência (EOO) é um parâmetro que mede a distribuição espacial das áreas atualmente ocupadas pelo táxon. A intenção desse parâmetro é medir o grau em que os fatores de ameaça estão espalhados espacialmente em relação à distribuição geográfica do táxon. A base teórica para usar EOO como medida de diluição de risco é a observação de que muitas variáveis e processos ambientais são espacialmente correlacionados, o que significa que locais próximos uns dos outros experimentam condições mais semelhantes (mais correlacionadas) ao longo do tempo do que locais distantes entre si. Esses processos incluem ameaças humanas (como doenças, espécies invasoras, derramamentos de óleo, predadores introduzidos, perda de habitat etc.) e processos naturais (flutuações em variáveis ambientais, como secas, ondas de calor, ondas de frio, furacões e outros eventos climáticos, bem como outros eventos de perturbação, como incêndios, inundações e vulcanismo). Uma correlação mais alta leva a um risco geral de extinção mais alto, de modo que, sendo todos os demais fatores iguais, um conjunto de populações dentro de uma pequena área tem maior risco geral de extinção do que um conjunto de populações distribuídas por uma área maior.

A EOO não visa estimar a quantidade de habitat ocupado ou potencial, ou prover uma medida geral da distribuição do táxon. Outras definições mais restritivas de "distribuição" podem ser mais apropriadas para outros fins, como para o planejamento de ações de conservação. O uso correto dos critérios requer que a EOO seja estimada de forma consistente com os limiares nela definidos.

Ao pensar sobre as diferenças entre EOO e AOO (área de ocupação; discutida na [seção 4.10](#)), pode ser útil comparar espécies com valores semelhantes para uma dessas métricas espaciais e valores diferentes para a outra. Se todo o resto for igual, EOOs maiores geralmente resultam em um grau mais alto de diluição de risco (e, portanto, um risco geral de extinção menor para o táxon) do que EOOs menores, dependendo das ameaças relevantes aos táxons. Por exemplo, um táxon com ocorrências distribuídas por uma grande área é altamente improvável de ser adversamente afetado em toda a sua extensão por um único incêndio, pois a escala espacial de uma única ocorrência dessa ameaça é menor do que a distribuição espacial do táxon. Por outro lado, um

táxon com distribuição restrita, com o mesmo AOO do táxon acima, pode ser severamente afetado por um incêndio em toda sua EOO, já que a escala espacial da ameaça é maior ou tão grande quanto a EOO do táxon.

No caso de espécies migratórias, a EOO deve ser baseada no mínimo das áreas de reprodução ou não (inverno), mas não em ambas, porque tais espécies dependem de ambas as áreas, e a maioria da população é encontrada em apenas uma dessas áreas em qualquer momento.

Se a EOO for menor que AOO, a EOO deve ser alterada para torná-la igual a AOO, de modo a garantir a consistência com a definição de AOO como uma área contida dentro da EOO.

"A extensão da ocorrência pode muitas vezes ser medida por um mínimo polígono convexo (o menor polígono em que nenhum ângulo interno exceda 180 graus e que contenha todos os locais de ocorrência)" (UICN 2001, 2012b). As categorias e critérios da lista vermelha da UICN indicam que a EOO pode excluir "descontinuidades ou disjunções dentro da distribuição geral dos táxons". No entanto, para avaliações com o critério B1, a exclusão de áreas formando descontinuidades ou disjunções das estimativas de EOO é fortemente desencorajada. Exclusões não são recomendadas para o critério B1 porque disjunções e ocorrências isoladas refletem com precisão até que ponto um grande tamanho de distribuição reduz a chance de que toda a população do táxon seja afetada por um único processo ameaçador. Os riscos são diluídos pela existência de ocorrências remotas ou disjuntas, independentemente se a EOO abrange áreas significativas de habitat inadequado. Exclusões inadequadas das descontinuidades ou disjunções dentro da distribuição total de um táxon subestimarão a EOO para a avaliação do critério B e, conseqüentemente, subestimarão o grau em que o risco é diluído espacialmente para o táxon.

Quando há descontinuidades ou disjunções na distribuição de espécies, o mínimo polígono convexo (também chamado de *convex hull*) produz um limite com resolução bastante grosseira em sua superfície externa, resultando em uma distribuição bastante superestimada, particularmente em distribuições de contorno irregular (Ostro *et al.* 1999). As conseqüências desse viés variam, dependendo se a estimativa de EOO está sendo usada para avaliar os limites espaciais no critério B ou para estimar ou inferir reduções (critério A) ou declínios continuados (critérios B e C). É improvável que o uso de mínimos polígonos convexos influencie a avaliação dos limiares de EOO sob o critério B, porque disjunções e ocorrências remotas frequentemente contribuem para a diluição espacial do risco (veja acima). Isso também é verdadeiro para "distribuições em donut" (por exemplo, espécies aquáticas confinadas às margens de um lago) e distribuições alongadas (por exemplo, espécies costeiras). No caso de espécies com distribuição linear alongada, o mínimo polígono convexo pode levar a um risco de extinção superestimado. No entanto, dada a escassez de métodos práticos aplicáveis a todas as distribuições espaciais e a necessidade de estimar EOO de modo consistente entre os táxons, o mínimo polígono convexo permanece uma medida pragmática da diluição espacial do risco.

Entretanto, o viés associado às estimativas com base em mínimos polígonos convexos e sua sensibilidade ao esforço amostral, os torna menos adequados como método para comparar duas ou mais estimativas temporais de EOO para avaliar reduções ou declínios continuados. Se *outliers* forem detectados em um momento e não em outro, isso pode gerar inferências errôneas sobre reduções ou aumentos. Portanto, um método como o polígono alfa (*alpha-hull*, uma modificação do mínimo polígono convexo) é recomendado para avaliar as reduções de declínios continuados em EOO porque reduz substancialmente o viés decorrente do arranjo espacial do habitat (Burgman e Fox 2003). O polígono alfa fornece uma descrição mais replicável da forma externa da área de distribuição de uma espécie, dividindo-a em vários fragmentos discretos quando abrange regiões desabitadas. Para um polígono alfa, a estimativa da área e a tendência da área

também convergem para o valor correto conforme o tamanho da amostra aumenta, a menos que outros erros sejam grandes. Isso não é necessariamente válido para mínimos polígonos convexos. Os estimadores de kernel podem ser usados para o mesmo propósito, porém sua aplicação é mais complexa.

Para estimar um polígono alfa, o primeiro passo é fazer uma triangulação de Delaunay dos pontos de ocorrência mapeados ([Figura 4.5](#)). A triangulação é criada desenhando linhas que unem os pontos, mas de forma que nenhuma linha se cruze entre os pontos. A superfície externa da triangulação de Delauney é idêntica ao mínimo polígono convexo.

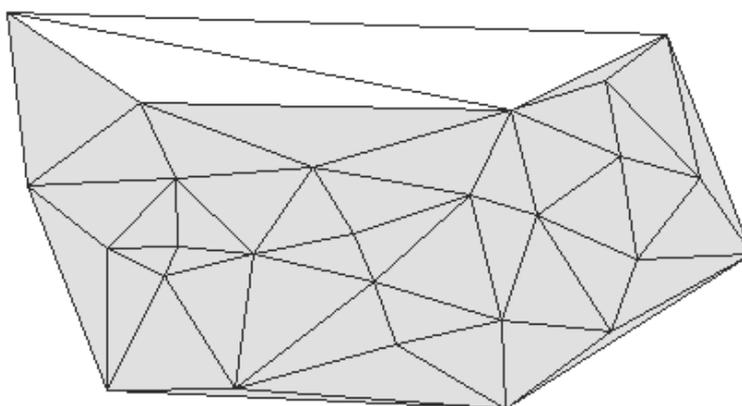


Figura 4.5. Desenho de um polígono alfa (*alpha-hull*). As linhas mostram a triangulação de Delauney (os pontos de interseção das linhas são os locais de ocorrência do táxon). A soma das áreas dos triângulos mais escuros é a EOO derivada do polígono alfa. Os dois triângulos de cores mais claras que fazem parte do mínimo polígono convexo são excluídos do polígono alfa.

O segundo passo é medir o comprimento de todas as linhas e calcular o comprimento médio de linha. A terceira etapa é excluir todas as linhas maiores que um múltiplo (α) do comprimento médio da linha. (O produto de α e o comprimento médio da linha representam uma “distância de descontinuidade”.) O valor de α pode ser escolhido com um nível de resolução exigido *a priori*. Quanto menor o valor de α , melhor será a resolução do polígono. A experiência tem mostrado que um valor $\alpha = 2$ é um bom ponto de partida para algumas espécies (no entanto, o valor a ser usado para casos específicos de avaliação de reduções em EOO deve ser baseado em um equilíbrio entre minimizar o viés de lacunas de amostragem nas áreas periféricas e evitar um resultado igual ao mínimo polígono convexo). Esse processo resulta na exclusão de linhas que unem pontos relativamente distantes, podendo subdividir a distribuição total em mais de um polígono. A etapa final é calcular a extensão da ocorrência somando as áreas de todos os triângulos restantes. Quando esse exercício é repetido para estimar EOO a partir de uma segunda amostra temporal de pontos (e, portanto, avaliar a mudança em EOO), a mesma distância de descontinuidade entre os pontos deve ser usada como um limite para deletar linhas (em vez do mesmo valor de α). Isso reduzirá o viés decorrente da variação no esforço amostral entre os dois levantamentos e o viés gerado pela mudança do comprimento médio da linha com mais ou menos ocorrências.

A extensão de ocorrência e a área de ocupação são medidas da distribuição atual, ou seja, não devem incluir áreas onde a espécie não existe mais. Por outro lado, essas medidas devem incluir não apenas os sítios realmente conhecidos, mas também os sítios inferidos ou projetados (ver [seção 4.10.7](#)). Por exemplo, locais podem ser inferidos da presença de habitat apropriado conhecido, mas onde a espécie ainda não foi procurada. Ao fazer isso, será importante julgar até que ponto o táxon foi procurado. A incorporação de presenças inferidas resulta em uma gama de valores plausíveis, que podem resultar numa gama de categorias plausíveis (ver seções [3.1 Disponibilidade de dados, inferências, suspeitas e projeções](#), e [3.2 Incerteza](#)).

4.10 Área de ocupação (critérios A, B e D)

Área de ocupação (AOO) é uma métrica escalonada que representa a área do habitat adequado ocupada atualmente pelo táxon. A área de ocupação está incluída nos critérios por duas razões principais. O primeiro papel da AOO é como uma medida do "efeito de segurança" (Keith *et al.* 2018), pelo qual táxons que ocorrem dentro de muitos fragmentos ou em grandes fragmentos em uma paisagem terrestre ou marinha são "segurados" contra ameaças espacialmente explícitas. Nesses casos, há apenas um pequeno risco de que uma ameaça afete todas as manchas de habitat ocupadas, dentro de um mesmo intervalo de tempo. Em contraste, táxons que ocorrem dentro de alguns pequenos fragmentos estão expostos a elevados riscos de extinção porque há uma chance maior de que uma ou algumas ameaças afetem toda ou a maior parte da distribuição em um dado intervalo de tempo. Portanto, a AOO está relacionada inversamente ao risco de extinção. As espécies de alto risco por conta de pequena AOO são frequentemente especialistas em habitat. Em segundo lugar, geralmente há uma correlação positiva entre AOO e o tamanho da população. A veracidade dessa relação para qualquer espécie depende da variação espacial de sua densidade populacional (Gaston 1996). No entanto, a AOO pode ser uma métrica útil para identificar espécies em risco de extinção devido ao pequeno tamanho da população, quando não há dados para estimar o tamanho e estrutura da população (Keith 1998).

Tal como acontece com a EOO, no caso de espécies migratórias a AOO deve ser baseada na área mínima de reprodução ou de invernada, mas não em ambas, porque tais espécies são dependentes de ambas as áreas, e a maioria da população é encontrada em apenas uma dessas áreas a qualquer momento.

Para garantir o uso válido dos critérios e manter a consistência das avaliações da Lista Vermelha entre os táxons, é essencial dimensionar as estimativas de AOO usando células de grade de 2 × 2 km. As estimativas de AOO são altamente sensíveis à escala espacial em que a AOO é medida ([Figura 4.6](#) abaixo, Hartley & Kunin 2003, Nicholson *et al.* 2009). Assim, é possível chegar a estimativas de AOO muito diferentes a partir dos mesmos dados de distribuição se eles forem calculados em escalas diferentes (ver "[Problemas de escala](#)" e [Figura 4.6](#) abaixo). A resolução (tamanho da grade) que maximiza a correlação entre AOO e risco de extinção é determinada mais pela escala espacial de ameaças do que pela escala espacial em que a AOO é estimada ou pela forma da distribuição do táxon (Keith *et al.* 2018). Os limiares de AOO que delineiam diferentes categorias de ameaça nos critérios B2 e D2 são projetados para avaliar ameaças que afetam áreas na ordem de 10 a 2.000 km² e, portanto, assumem que a AOO é estimada em uma escala espacial particular. Estas Diretrizes exigem que a AOO seja dimensionada usando células de grade de 2 × 2 km (ou seja, com área de 4 km²) para garantir que as estimativas de AOO sejam proporcionais à escala implícita dos limiares. O uso da menor escala disponível (grão mais fino) para estimar o AOO (às vezes erroneamente chamado de "área real" ou "AOO real") não é permitido, embora mapear a distribuição de uma espécie na melhor escala possa ser desejável para outros fins que não o cálculo AOO. Deve-se notar que as estimativas de escala de AOO para uma granulação espacial padrão nos critérios B2 e D2, e a escala de taxas de declínio populacional por tempo de geração no critério A, são procedimentos essenciais para trazer consistência às avaliações da Lista Vermelha. O requisito de escala aplica-se somente ao cálculo de AOO devido ao seu papel como uma medida de efeito de segurança sobre o risco de extinção, em vez de uma medida precisa da área de habitat ocupada (Keith *et al.* 2018). Mapas de habitat com resoluções mais finas podem ser usados para outros aspectos de uma avaliação da Lista Vermelha, como o cálculo da redução na qualidade do habitat como base da redução da população para o critério A2 (c) ou estimativa do declínio continuado na área de habitat para B2 (b), bem como para planejamento da conservação.

Reconhecendo o papel da AOO e a importância do uso de escalas comparáveis, UICN (2001, 2012b) inclui o seguinte texto: "Área de ocupação é definida como a área dentro da 'extensão de ocorrência' (ver 4.9 acima), que é ocupada por um táxon, excluindo os registros vagantes. A medida reflete o fato de que um táxon geralmente não ocorrerá em toda a área de sua extensão de ocorrência, que pode conter habitats inadequados ou desocupados. Em alguns casos, (por exemplo, locais de nidificação colonial insubstituível, locais de alimentação cruciais para táxons migratórios), a área de ocupação é a menor área essencial em qualquer estágio para a sobrevivência das populações existentes de um táxon. O tamanho da área de ocupação será uma função da escala em que é medida e deve estar em uma escala apropriada aos aspectos biológicos relevantes do táxon, à natureza das ameaças e aos dados disponíveis (ver abaixo). Para evitar inconsistências e vieses nas avaliações, causados pela estimativa da área de ocupação em diferentes escalas, pode ser necessário padronizar as estimativas aplicando um fator de correção de escala. É difícil dar uma orientação estrita sobre como a padronização deve ser feita porque diferentes tipos de táxons têm diferentes relações escala-área."

4.10.1 Problemas de escala

As avaliações da Lista Vermelha com base na área de ocupação (AOO) podem ser dificultadas por problemas de escala espacial. Estimar a quantidade de habitat ocupado por táxons com tamanhos corporais, mobilidade e áreas de vida marcadamente diferentes requer, de forma intuitiva, diferentes escalas espaciais de medição. No entanto, muitas das principais ameaças que impactam esses mesmos táxons operam em escalas de paisagem terrestre e marinhas comuns. Por esta razão, os critérios da Lista Vermelha especificam limiares fixos de tamanho de distribuição para identificar táxons em diferentes níveis de risco de extinção. O uso de limiares fixos de tamanho de distribuição também é importante por razões pragmáticas, mantendo a parcimônia dos critérios da Lista Vermelha. O uso de diferentes limiares para diferentes grupos de táxons amplificaria muito a complexidade dos critérios e diretrizes, elevando também o risco de aplicações inconsistentes.

A necessidade de escalonar estimativas de AOO de forma consistente segue logicamente a adoção de limiares fixos de AOO nos critérios da Lista Vermelha e da sensibilidade das estimativas de AOO à escala de medição. "Quanto mais fina a escala em que as distribuições ou habitats dos táxons são mapeados, menor será a área que eles ocupam e menos provável será que as estimativas de distribuição excedam os limiares especificados nos critérios. O mapeamento em escalas espaciais mais finas revela mais áreas nas quais o táxon não está registrado. Por outro lado, o mapeamento em escala grosseira revela menos áreas desocupadas, resultando em estimativas de distribuição com maior probabilidade de exceder os limiares das categorias de ameaça. A escolha da escala na qual a AOO é estimada pode, assim, por si só, influenciar o resultado das avaliações da Lista Vermelha e pode ser uma fonte de inconsistência e viés" (UICN 2001, 2012b).

As seções a seguir descrevem primeiro um método simples de estimativa de AOO, depois especificam a escala de referência apropriada e, por fim, descrevem um método de padronização (ou escalonamento) para quando os dados disponíveis não estão na escala de referência.

4.10.2 Métodos para estimar AOO

Existem várias maneiras de estimar a AOO, mas no âmbito destas diretrizes assumimos que as estimativas são obtidas contando o número de células ocupadas em uma grade uniforme que cobre toda a distribuição de um táxon (ver Figura 2 em UICN 2001, 2012b), e então calculada a área total de todas as células ocupadas:

$$AOO = \text{num. de células ocupadas} \times \text{área de uma célula} \quad (\text{equação 4.1})$$

A 'escala' das estimativas de AOO pode então ser representada pela área de uma célula individual na grade (ou, alternativamente, o comprimento de uma célula, mas aqui usamos área). Existem outras maneiras de representar AOO, por exemplo, mapeando e calculando a área de polígonos que contêm todos os habitats ocupados. A escala de tais estimativas pode ser representada pela área do menor polígono mapeado (ou o comprimento do menor segmento do polígono), mas essas alternativas não são recomendadas pois é mais difícil que diferentes avaliadores produzam estimativas consistentes usando tais abordagens.

Se diferentes localizações da grade (pontos de partida da grade) resultarem em diferentes estimativas de AOO, deve ser usada a estimativa mínima.

4.10.3 A escala apropriada

Em todos os casos, células de 4 km² (2 × 2 km) são recomendadas como a escala de referência para estimar AOO para os critérios B2 e D2. Se uma estimativa for feita em uma escala diferente, especialmente se forem usados dados em escalas diferentes na avaliação de espécies no mesmo grupo taxonômico, isso pode resultar em inconsistências e vieses (Keith *et al.* 2018). Escalas de grade de 3,2 × 3,2 km ou mais grosseiras (maiores) são inadequadas porque não permitem que nenhum táxon seja listado como Criticamente Em Perigo (onde o limite da AOO sob o critério B é 10 km²). Escalas mais finas (menores) do que 2 × 2 km de grade tendem a listar mais táxons em categorias de ameaça mais altas do que as definições dessas categorias implicam. Os avaliadores devem evitar o uso de estimativas de AOO em outras escalas. A escala para AOO não deve ser baseada em EOO (ou outras medidas de área de distribuição), porque AOO e EOO medem diferentes fatores que afetam o risco de extinção (veja abaixo).

Se a AOO puder ser calculada diretamente na escala de referência de células de 4 km² (2 × 2 km), você pode pular as seções 4.10.4 e 4.10.5. Se a AOO não puder ser calculada na escala de referência (por exemplo, porque já foi calculada em outra escala e os mapas originais não estão disponíveis), então os métodos descritos nas duas seções a seguir podem ser úteis.

4.10.4 Relações escala-área

Os vieses causados pelo uso de estimativas de distribuição feitas em diferentes escalas podem ser reduzidos pela padronização de estimativas para uma escala de referência que seja apropriada para os limites dos critérios. Esta seção e a seguinte discutem a relação escala-área que constitui o pano de fundo para esses métodos de padronização e descrevem esse método com exemplos. O método de padronização depende de como a AOO foi estimada. Na discussão a seguir, assumimos que a AOO foi estimada usando o método de grades descrito acima.

O método de padronização ou correção que discutiremos a seguir depende da relação da escala com a área, ou seja, como a AOO estimada muda conforme muda a escala ou a resolução. As estimativas de AOO podem ser calculadas em diferentes escalas, começando com os locais mapeados na melhor resolução espacial disponível e duplicando sucessivamente as dimensões das células da grade. A relação entre a área ocupada e a escala em que foi estimada pode ser representada em um gráfico conhecido como curva área-área (por exemplo, [Figura 4.6](#)). As inclinações dessas curvas podem variar entre os limites teóricos, dependendo do grau de saturação da grade. Uma inclinação máxima teórica = 1 é alcançada quando há apenas uma célula da grade de escala fina ocupada na paisagem (distribuição totalmente insaturada). Uma inclinação mínima teórica = 0 é alcançada quando todas as células da grade de escala fina estão ocupadas (distribuição totalmente saturada).

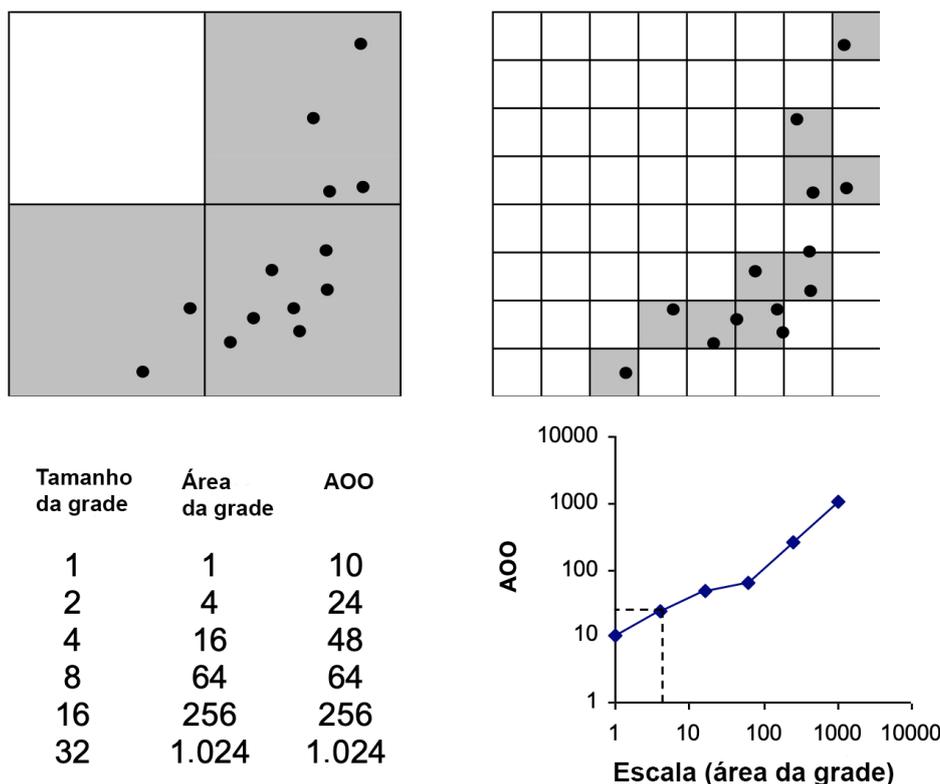


Figura 4.6. Ilustrando a dependência de escala no cálculo da área de ocupação. Em uma escala refinada (mapa à direita) $AOO = 10 \times 1 = 10$ unidades² (com base na Equação 4.1). Em uma escala grosseira (mapa à esquerda) $AOO = 3 \times 16 = 48$ unidades². A AOO pode ser calculada em várias escalas duplicando sucessivamente as dimensões da grade a partir das estimativas na melhor escala disponível (ver Tabela). Elas podem ser representadas em uma curva área-área (acima).

4.10.5 Fatores de correção de escala

As estimativas de AOO podem ser padronizadas pela aplicação de um fator de correção de escala. As relações escala-área (por exemplo, Figura 4.6) fornecem orientação importante para essa padronização. Não é possível fornecer um único fator de correção de escala adequado para todos os casos porque diferentes táxons têm diferentes relações escala-área. Além disso, um fator de correção adequado precisa levar em conta a escala de referência (ou seja, tamanho de grade de 2 x 2 km) que é apropriada para os limiares de área de ocupação no critério B2. O exemplo abaixo mostra como as estimativas de AOO feitas em escalas finas e grosseiras podem ser respectivamente aumentadas e reduzidas para a escala de referência, para obter uma estimativa compatível com os limiares de AOO no critério B2.

Exemplo: Escalonando para cima

Suponha que as estimativas de AOO estejam disponíveis na resolução de grade de 1 x 1 km mostrada na [Figura 4.6](#) (direita) e que seja necessário obter uma estimativa na escala de referência representada por uma grade de 2 x 2 km. Isso pode ser feito cartograficamente simplesmente dobrando as dimensões originais da grade, contando o número de células ocupadas e aplicando a equação 4.1. Quando a escala de referência não é um múltiplo geométrico da escala da estimativa original, é necessário calcular uma curva área-área, conforme a [Figura 4.6](#), e interpolar uma estimativa de AOO na escala de referência. Isso pode ser feito matematicamente calculando um fator de correção de escala (C) a partir da inclinação da curva área-área da seguinte forma (em todas as equações abaixo, "log" significa logaritmo para a base 10):

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

onde AOO_1 é a área estimada ocupada de grades de área Ag_1 , um tamanho próximo, mas menor do que a escala de referência, e AOO_2 é a área estimada ocupada de grades de área Ag_2 , um tamanho próximo, mas maior que a escala de referência. Uma estimativa de AOO_R na escala de referência, Ag_R , pode, assim, ser calculada reorganizando a equação 2 da seguinte forma:

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

No exemplo da [Figura 4.6](#), estimativas de AOO de grades de 1 x 1 km e 4 x 4 km podem ser usadas para verificar a estimativa de AOO na escala de referência de 2 x 2 km da seguinte forma:

$C = \log(48/10) / \log(16/1) = 0,566$, e usando a equação 4.3 com esse valor de C , a estimativa AOO na escala maior ($AOO_2=48$), e os tamanhos da grade na escala maior e de referência ($Ag_R=4$; $Ag_2=16$), a estimativa AOO na escala de referência é calculada como:

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

Note que essa estimativa difere ligeiramente do valor verdadeiro obtido a partir da contagem de grades e da equação 1 (24 km^2), pois a inclinação da curva área-área não é exatamente constante entre as escalas de medição de 1 x 1 km e 4 x 4 km.

Exemplo: Escalonando para baixo

Refinar a escala das estimativas de AOO é mais difícil do que aumentar porque não há informações quantitativas sobre a ocupação da grade em escalas mais detalhadas do que a escala de referência. O dimensionamento, portanto, requer extrapolação, em vez de interpolação da curva de área-área. Kunin (1998) e He e Gaston (2000) sugerem métodos matemáticos para isso. Uma abordagem simples é aplicar a equação 4.3 usando um valor aproximado de C .

Uma aproximação de C pode ser derivada calculando-o em escalas mais grosseiras, como sugerido por Kunin (1998). Por exemplo, para estimar AOO em 2 x 2 km quando a melhor resolução dos dados disponíveis é 4 x 4 km, poderíamos calcular C a partir das estimativas em 4 x 4 km e 8 x 8 km da seguinte forma:

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

Entretanto, essa abordagem assume que a inclinação da curva área-área é constante, o que é improvável que se mantenha para muitos táxons em uma faixa moderada de escalas. Nesse caso, a AOO em 2 x 2 km está superestimada porque C foi subestimada.

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

Embora a extrapolação matemática possa fornecer alguma orientação na estimativa de C , pode haver informações qualitativas sobre a capacidade de dispersão, a especificidade do habitat e as características da paisagem que também podem fornecer orientação. A Tabela 4.1 fornece algumas orientações sobre como esses fatores podem influenciar os valores de C na faixa de escalas entre 2 x 2 km e 10 x 10 km de tamanhos de grade.

Tabela 4.1. Características dos organismos e seu habitat que influenciam a inclinação da relação escala-área e, portanto, o fator de correção de escala, C , dentro da faixa de escalas espaciais representadas por células de grade entre 2 x 2 km e 10 x 10 km.

Característica biológica	Influência sobre C	
	pequena (perto de 0)	grande (perto de 1)
Capacidade de dispersão	Alta	Localizado ou sésil
Especificidade de habitat	Baixa	Alta
Disponibilidade do habitat	Extensa	Limitada

Por exemplo, se o organismo em consideração apresenta ampla distribuição, não é especialista em habitat e ocorre numa paisagem extensa e relativamente uniforme (por exemplo, uma espécie de camelo no deserto), sua distribuição em escala fina será relativamente saturada e o valor de C seria perto de zero. Em contraste, organismos que são sésseis ou de ampla distribuição, mas têm requisitos de habitat especializados e que só existem em pequenas manchas na paisagem (por exemplo, aves marinhas migratórias que só se reproduzem em certos tipos de penhascos em certos tipos de ilhas) teriam distribuições muito insaturadas, representadas por valores de C próximos a um. O conhecimento biológico qualitativo sobre organismos e relações matemáticas derivadas de dados em escala grosseira são, portanto, muito úteis para estimar um valor de C aplicável na equação 4.3 para obter a AOO na escala de referência. A incerteza no valor de C pode ser representada através do uso de intervalo ou aritmética difusa (*fuzzy*) para propagar a incerteza através da avaliação, conforme descrito na [seção 3.2](#).

Finalmente, é importante ressaltar que, se estimativas de AOO em escalas maiores do que o valor de referência forem usadas diretamente para avaliar um táxon em relação aos limiares do critério B, então a avaliação está assumindo que a distribuição está totalmente saturada na escala de referência (ou seja, assume $C = 0$). Em outras palavras, assume-se que as grades de escala grosseira ocupadas não contenham nenhum habitat inadequado ou desocupado, que poderiam ser detectados em grades do tamanho de referência (ver [Figura 4.7](#)).

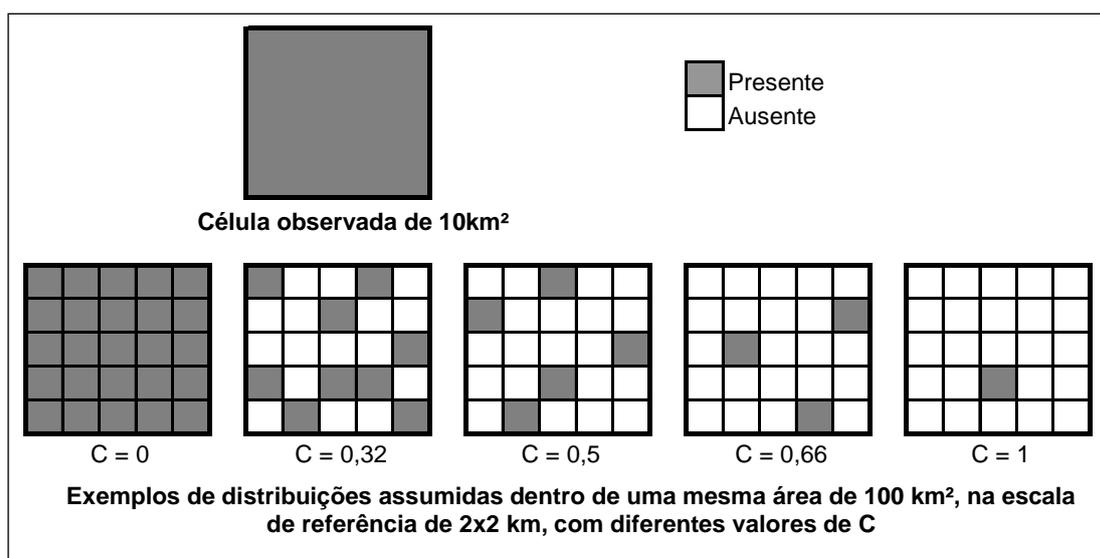


Figura 4.7. Demonstração do efeito da adoção de diferentes valores de C . O mapa original tem resolução de 10 x 10 km, portanto uma presença observada nessa escala corresponde a 25 células na escala de referência de 2 x 2 km. Assumir $C = 0$ (isto é, usando a estimativa original diretamente como AOO, sem reescalamento) é assumir que todas essas 25 células estão ocupadas. No outro extremo, um valor de $C = 1$ assume que apenas uma célula de 2 x 2 km está ocupada.

4.10.6 Habitat “linear”

Existe a preocupação de que as grades não tenham muito significado ecológico para táxons que vivem em habitats “lineares”, como rios ou zonas costeiras. Embora essa preocupação seja válida, para avaliar táxons em relação ao critério B é importante que haja um sistema de medição compatível com os limiares, gerando listagens comparáveis. Se as estimativas de AOO forem baseadas em medidas de comprimento x largura do habitat, pode haver muito poucos táxons que excedam o limite de VU para o critério B2 (especialmente quando os habitats em questão são riachos ou praias com alguns metros de largura). Além disso, há o problema de definir o que é um habitat “linear” e medir o comprimento de uma linha recortada. Portanto, recomendamos que os

métodos descritos acima para estimar AOO sejam usados para táxons em todos os tipos de distribuição de habitat, incluindo táxons com distribuições lineares em rios ou ao longo da costa.

4.10.7 AOO e EOO com base em mapas de habitat e modelos

Tanto AOO quanto EOO podem ser estimados com base em "... locais conhecidos, inferidos ou projetados de ocorrências no presente..." (UICN 2001). Nesse caso, 'conhecido' refere-se aos registros confirmados do táxon; 'inferido' refere-se ao uso de informações sobre as características do habitat, capacidade de dispersão, taxas e efeitos da destruição do habitat e outros fatores relevantes, com base em locais conhecidos, para deduzir uma probabilidade muito alta de presença em outros locais, não amostrados; e 'projetado' refere-se a locais espacialmente previstos com base em mapas ou modelos de habitat, sujeitos às três condições descritas abaixo.

Os mapas de habitat mostram a distribuição do habitat potencial para uma espécie. Eles podem ser derivados da interpretação de imagens de sensoriamento remoto e/ou análises de dados ambientais espaciais usando combinações simples de camadas de dados de SIG (Sistemas de Informação Geográfica), como cobertura do solo e elevação (Brooks *et al.* 2019), ou por modelos estatísticos de habitat mais formais (por exemplo, modelos lineares generalizados e aditivos, árvores de decisão, modelos bayesianos, árvores de regressão etc.). Esses modelos de habitat também são chamados de modelos de nicho ecológico, modelos de distribuição de espécies, modelos bioclimáticos e modelos de adequabilidade de habitat. Os mapas de habitat podem fornecer uma base para estimar AOO e EOO e, se os mapas estiverem disponíveis para diferentes pontos no tempo, as taxas de mudança podem ser estimadas. Eles não podem ser usados diretamente para estimar a AOO ou EOO de um táxon porque muitas vezes mapeiam uma área que é maior do que o habitat ocupado (ou seja, eles também mapeiam áreas de habitat potencial que podem estar atualmente desocupadas). No entanto, eles podem ser um meio útil de estimar AOO ou EOO indiretamente, desde que as três condições a seguir sejam atendidas.

- i) Os mapas devem ser justificados como representações precisas dos requisitos de habitat das espécies e validados por um meio que seja independente dos dados usados para construí-los.
- ii) A área mapeada de habitat *potencial* deve ser interpretada para produzir uma estimativa da área de habitat *ocupado*.
- iii) Para AOO, a área estimada de habitat ocupado derivada do mapa deve ser escalonada para a escala de referência (ver [seção 4.10](#)). Para EOO, as áreas de habitat ocupadas devem ser usadas para estimar a área do mínimo polígono convexo (ver [seção 4.9](#)).

Os mapas de habitat podem variar amplamente em qualidade e precisão (condição i). Um mapa pode não ser uma representação precisa do habitat se as principais variáveis forem omitidas do modelo subjacente. Por exemplo, um mapa superestimaria o habitat de uma espécie de montanha dependente da floresta se identificasse todas as áreas de floresta como habitat potencial, independentemente da altitude. A resolução espacial dos recursos do habitat também afeta o quão bem os mapas podem representar o habitat. Por exemplo, locais de ninhos especializados para aves, como uma configuração particular de vegetação rasteira ou árvores com buracos de um determinado tamanho, não se prestam ao mapeamento ou modelagem em escalas grosseiras. Qualquer aplicação de mapas de habitat às avaliações da Lista Vermelha deve, portanto, considerar as limitações do mapeamento, avaliando cuidadosamente se os mapas superestimam ou subestimam a área de habitat potencial. Uma avaliação crítica da condição (i) deve incluir considerações biológicas e estatísticas. Por exemplo, a seleção de variáveis preditivas deve ser baseada no conhecimento da biologia da espécie e não simplesmente ajustada estatisticamente a partir de um conjunto de variáveis candidatas convenientemente disponíveis. Estatisticamente, métodos apropriados de avaliação de modelo devem ser empregados (por exemplo, validação cruzada). Ver [seção 12.1.12](#).

Os mapas de habitat podem refletir com precisão o habitat potencial, mas apenas uma fração do habitat potencial pode estar ocupada (condição ii). Por outro lado, dependendo do esforço amostral, o conjunto de ocorrências "conhecidas" pode subestimar a área de habitat ocupado (ver [Seção 4.10.8](#)). A baixa ocupação de habitat pode refletir outros fatores limitantes não inseridos no modelo - como disponibilidade de presas, impactos de predadores, competidores ou perturbação, limitações de dispersão etc. Em tais casos, a área do habitat mapeado pode ser substancialmente maior do que a AOO ou EOO, e deverá, portanto, ser ajustada (usando uma estimativa da proporção de habitat ocupado) para produzir uma estimativa válida. Isso pode ser feito por amostragem aleatória de células de grade de habitat adequados, o que exigiria várias iterações para obter um valor médio e estável de AOO. Para determinar quais porções de habitat potencial previsto devem ser identificadas como locais 'projetados' que podem ser usados para estimar AOO e EOO, os avaliadores devem considerar quais locais são muito prováveis de serem ocupados com base em: valores de adequação de habitat previstos; características ecologicamente relevantes da localidade; capacidade de dispersão do táxon; barreiras potenciais de dispersão; características fisiológicas e comportamentais do táxon; proximidade de registros confirmados; esforço amostral; efeito de predadores, competidores ou patógenos na redução da fração ocupada do habitat disponível; entre outros fatores relevantes.

Os mapas de habitat são produzidos em uma resolução determinada pelas camadas de dados de entrada (imagens de satélite, modelos digitais de elevação, variáveis climáticas etc.). Muitas vezes, estes estarão em escalas mais finas do que aquelas necessárias para estimar AOO (condição iii) e, conseqüentemente, o reescalonamento para cima será necessário (ver [seção 4.10.5](#)). Em outras palavras, a área de habitat potencial (*Extent of Suitable Habitat*, ESH) medida em uma escala mais fina (resolução mais alta) do que células de 2 x 2 km, mesmo após a correção para ocupação (pois um táxon não ocupa todos os habitats adequados disponíveis), não pode ser usada diretamente para comparar com os limiares de AOO, e certamente não com os limiares de EOO. Para AOO, a área precisa ser medida na escala de referência (ver [seção 4.10.5](#)), e para EOO a área deve ser usada para calcular o mínimo polígono convexo que inclui todas as áreas de habitat identificadas (ver [seção 4.9](#)).

Nos casos em que AOO é menor que a área do habitat potencial, a população pode estar diminuindo dentro do habitat, mas o habitat pode não mostrar nenhuma indicação de mudança. Portanto, esse método pode ser impreciso e não precaucionário para estimar reduções na mudança populacional.

No entanto, se for observado um declínio na área de habitat mapeada (e o mapa for uma representação razoável do habitat potencial - condição i), então a população provavelmente estará em declínio pelo menos nessa taxa. Essa é uma generalização robusta porque mesmo a perda de habitat desocupado pode reduzir a viabilidade da população. Assim, se as estimativas de AOO não estiverem disponíveis, então o declínio observado na área de habitat mapeada pode ser usado para invocar "declínio continuado" nos critérios B e C, e a taxa do declínio pode servir como base para o cálculo de um limite inferior para redução da população usando o critério A.

4.10.8 Efeito do esforço amostral e detectabilidade nas estimativas de AOO

Estimativas de AOO podem ser sensíveis ao esforço amostral, assim como as estimativas de EOO, o número de localizações condicionadas à ameaça e o número de subpopulações. Inevitavelmente, um táxon pode não ter sido detectado em todos os lugares em que ocorre, como em táxons com formas de vida crípticas, estágios de vida detectáveis de curta duração, de diagnose difícil (e com poucos especialistas capacitados disponíveis) ou táxons de locais inacessíveis ou regiões mal inventariadas. Para táxons conspícuos que ocorrem em áreas bem amostradas, pode ser razoável supor que a maioria das ocorrências foram detectadas e a AOO pode ser estimada calculando a

área de células de grade de 2 x 2 km nas quais os registros de observação estão localizados usando a Equação 4.1. Para outros táxons que podem ter muitas ocorrências não registradas, no entanto, essa suposição e a contagem resultante subestimarão a AOO.

Uma AOO subestimada afetará o resultado das avaliações da Lista Vermelha de acordo com o critério B2, por ex. se a AOO estimada for menor ou próxima a 2.000 km², o limiar inferior da categoria VU. Nesses casos, os avaliadores podem não ser capazes de defender que a AOO foi estimada com precisão a partir da simples interseção dos registros atuais com uma grade padrão de 2 x 2 km, e uma suposição alternativa deve ser feita em apoio a uma estimativa mais precisa.

Os avaliadores devem seguir a [seção 3.2](#) para lidar com a incerteza nas estimativas de AOO para táxons mal amostrados e potencialmente ameaçados. Um limite inferior plausível de AOO não seria menor do que aquele baseado em uma interseção dos registros atuais com uma grade de 2 x 2 km, mas poderia ser maior. Um limite superior plausível de AOO não seria maior do que aquele baseado em uma interseção de habitat potencial (desde que bem conhecido) com uma grade de 2 x 2 km, mas geralmente será menor porque o táxon pode não ocupar todos os habitats disponíveis. Mapas e modelos de habitat podem informar estimativas plausíveis de AOO com base na orientação da [seção 4.10.7](#).

Um passo importante na abordagem delineada na [seção 4.10.7](#) é estimar a proporção do habitat potencial que está ocupado no momento da avaliação da Lista Vermelha. Isso deve ser baseado em suposições explícitas com base nas informações sobre o esforço amostral e sucesso na detecção, e fatores ecológicos, como predação, competição, doenças etc., que podem limitar a ocupação de um habitat potencial. Os avaliadores devem descrever essa informação e explicar como ela fundamenta a estimativa da proporção de habitat potencial ocupado pelo táxon.

Finalmente, quando os limiares superior e inferior plausíveis de AOO abrangem toda a gama de categorias de Menos Preocupante a Criticamente em Perigo, as espécies devem ser categorizadas como Dados Insuficientes ([seção 3.2](#)), a menos que outros critérios se apliquem.

4.10.9 Complementaridade de AOO, EOO e número de localizações condicionadas à ameaça

Deve ser entendido que AOO, EOO e o número de localizações condicionadas à ameaça são métricas espaciais que medem diferentes (embora às vezes sobrepostos) aspectos da diluição de risco ou garantia contra ameaças espacialmente explícitas. Portanto, todas as três medidas devem ser estimadas e avaliadas de acordo com os critérios, quando os dados disponíveis permitirem. Como mencionado na [seção 4.9](#), para compreender as relações entre essas métricas espaciais, pode ser útil pensar em espécies que têm valores semelhantes em uma dessas métricas e diferentes em outra. Suponha que duas espécies com histórias de vida semelhantes tenham a mesma EOO, mas valores diferentes para AOO, talvez porque uma delas tenha maior especialização em habitat. Por exemplo, duas espécies podem estar distribuídas no mesmo deserto (portanto, a EOO é a mesma), mas uma é generalista (AOO grande), enquanto a outra é restrita aos oásis (AOO pequena). A espécie com AOO menor pode ter um risco maior de extinção porque as ameaças ao seu habitat restrito (por exemplo, degradação de oásis) provavelmente reduzirão seu habitat mais rapidamente para uma área que não pode suportar uma população viável. A espécie com a AOO menor também tem probabilidade de ter um tamanho populacional menor do que aquela com AOO maior e, portanto, é provável que tenha maiores riscos de extinção por esse motivo.

4.11 Localização condicionada à ameaça (critérios B e D)

“O termo ‘localização condicionada à ameaça’ define uma área geográfica ou ecologicamente distinta na qual um único evento de ameaça pode rapidamente afetar todos os indivíduos do táxon

presentes. O tamanho da localização condicionada à ameaça depende da área coberta pelo evento de ameaça e pode incluir parte de uma ou várias subpopulações. Quando um táxon é afetado por mais de um evento ameaçador, a localização condicionada à ameaça deve ser definida considerando a ameaça plausível mais séria” (UICN 2001, 2012b).

Nos critérios da Lista Vermelha, “localização condicionada à ameaça” refere-se a uma área baseada em ameaças e é diferente das noções gerais de localização e localidade. O número de localidades, AOO e EOO são métricas que medem aspectos diferentes (embora às vezes sobrepostos) de diluição de risco ou defesa contra ameaças espacialmente explícitas (consulte a [seção 4.10.9](#)). Menos localizações condicionadas à ameaça significa que partes maiores da distribuição de uma espécie estão sujeitas à mesma ameaça, gerando menor diluição de risco, declínios mais correlacionados (sincronizados), resultando, portanto, em maior risco de extinção.

A justificativa para o número de localizações condicionadas à ameaça usadas nas avaliações da Lista Vermelha deve considerar todas as áreas, estejam elas sob ameaça ou não (veja abaixo), e, para áreas que estão sob ameaça, deve incluir referência à(s) ameaça(s) plausível(eis) mais séria(s). Por exemplo, onde a ameaça plausível mais séria é a perda de habitat devido ao desenvolvimento, uma localização condicionada à ameaça é uma área onde um único projeto de desenvolvimento pode eliminar rapidamente ou reduzir severamente a população. O prazo deve ser curto (por exemplo, dentro de uma única geração ou três anos, o que for mais longo, mas não mais longo do que o intervalo onde é possível projetar as ameaças e seus impactos sobre as espécies).

Quando há várias ameaças, as localizações devem ser baseadas na ameaça que apresentar o maior produto de probabilidade e consequência (em termos de redução percentual da população).

Onde a ameaça plausível mais séria é a perda de habitat gradual e cumulativa, decorrente de muitos eventos de pequena escala, como limpeza de pequenas áreas para pastagem de pequenos proprietários, uma localização condicionada à ameaça pode ser definida como a área sobre a qual a população será eliminada ou severamente reduzida em uma única geração ou três anos, o que for mais longo. Onde a ameaça plausível mais séria é erupção vulcânica, furacão, tsunami, inundação ou incêndio frequente, as localizações condicionadas à ameaça podem ser definidas pela extensão anterior ou prevista de fluxos de lava, rotas de tempestades, inundações, fogo etc. Onde a ameaça plausível mais séria é coleta ou colheita, então as localizações condicionadas à ameaça podem ser definidas com base no tamanho das jurisdições (dentro das quais se aplicam regulamentos semelhantes) ou no nível de acesso (por exemplo, facilidade com que os coletores podem alcançar diferentes áreas), bem como nos fatores que determinam como os níveis de exploração mudam (por exemplo, se a intensidade da coleta em duas áreas distintas muda em resposta às mesmas tendências de mercado na demanda, elas podem ser contadas como uma única localização condicionada à ameaça).

Se duas ou mais subpopulações ocorrerem em uma área que possa ser ameaçada por um desses eventos, elas devem ser contadas como uma única localização condicionada à ameaça. Por outro lado, se uma única subpopulação cobrir uma área maior do que pode ser afetada por um único evento, ela deve ser contada como mais de uma localização condicionada à ameaça.

Onde a ameaça plausível mais séria não afeta toda a distribuição do táxon, outras ameaças podem ser usadas para definir e contar as localizações condicionadas à ameaça nas áreas não afetadas pela ameaça plausível mais séria.

Se houver duas ou mais ameaças sérias plausíveis, o número de localizações condicionadas à ameaça deve ser baseado na ameaça que resulta no menor número.

Quando partes da distribuição não são afetadas por qualquer ameaça, as seguintes opções serão apropriadas em diferentes circunstâncias: (a) número de localizações condicionadas à ameaça não é usado (ou seja, os subcritérios que se referem ao número de localizações condicionadas à ameaça consequentemente não são atendidos), especialmente se a área não afetada for mais da metade da distribuição do táxon; (b) o número de localizações condicionadas à ameaça nas áreas não afetadas é definido como o número de subpopulações nessas áreas, especialmente se houver várias subpopulações; (c) o número de localizações condicionadas à ameaça é baseado no menor tamanho delas, entre aquelas das áreas atualmente afetadas; (d) o número de localizações condicionadas à ameaça é baseado na ameaça mais provável que pode afetar, no futuro, as áreas atualmente não afetadas. Em qualquer caso, o embasamento para número de localizações condicionadas à ameaça deve ser documentado.

Na ausência de qualquer ameaça plausível para o táxon, o termo "localização condicionada à ameaça" não pode ser utilizado e os subcritérios que se referem a esse conceito, não serão atendidos.

4.12 Análise quantitativa (critério E)

“Uma análise quantitativa é definida aqui como qualquer forma de análise visando estimar a probabilidade de extinção de um táxon com base na história de vida conhecida, requisitos de habitat, ameaças e quaisquer opções de manejo especificadas. A análise de viabilidade populacional (PVA) é uma dessas técnicas. As análises quantitativas devem fazer pleno uso de todos os dados relevantes disponíveis. Em uma situação em que as informações são limitadas, os dados disponíveis podem ser usados para fornecer uma estimativa do risco de extinção (por exemplo, estimar o impacto de eventos estocásticos no habitat). Na apresentação dos resultados das análises quantitativas, as premissas (que devem ser apropriadas e defensáveis), os dados usados e a incerteza nos dados ou modelo quantitativo devem ser documentados” (UICN 2001, 2012b).

Análises quantitativas são usadas para avaliar táxons sob o critério E. Diretrizes para aplicação do critério E são discutidas na [seção 9](#). É importante frisar que os limiares baseados em risco do critério E não devem ser usados para inferir um risco de extinção para um táxon avaliado como VU, EN e CR sob qualquer um dos critérios de A a D.

5. Diretrizes para a aplicação do Critério A

O critério A é projetado para destacar táxons que sofreram uma redução significativa no passado próximo, ou que deverão sofrer uma redução significativa projetada no futuro próximo. Os métodos de cálculo das reduções são explicados na [seção 4.5](#).

A justificativa para o critério A é que, todas as outras coisas sendo iguais, a probabilidade de extinção é maior quando a taxa de declínio é alta (Mace *et al.* 2008). O mecanismo óbvio é que, se o declínio não for interrompido, a população será extinta, independentemente do tamanho atual da população. Mesmo que a população não esteja diminuindo atualmente, declínios anteriores indicam risco de extinção. Um dos motivos é que, se uma população respondeu a uma ameaça com um grande declínio, um declínio semelhante pode acontecer no futuro em resposta a uma ameaça semelhante. Quedas posteriores não precisam ser imediatas (o critério A não exige declínio continuado). Outra razão é que, tendo diminuído para densidades muito abaixo daquelas

em que existia ou evoluiu, a espécie pode ser vulnerável a novas ameaças ou outras mudanças em seu ambiente, mesmo se a população não estiver atualmente em declínio (exemplos na [seção 5.5](#)).

O critério A é baseado apenas na redução da população. A razão pela qual os critérios UICN (exceto E) consideram os fatores de risco (como declínio, pequena população, distribuição restrita, fragmentação, etc.) isoladamente ou em combinações simples, e nunca em combinações multifatoriais, é que na grande maioria dos casos não existem dados confiáveis sobre todos os sintomas de risco para uma mesma espécie. Por exemplo, embora as taxas de declínio possam ser estimadas com base em um índice de abundância (por exemplo, CPUE) e sejam relativamente comuns, estimativas confiáveis do tamanho da população são raras, especialmente para espécies abundantes. Outra razão para o critério A considerar apenas redução é que, quando uma população está diminuindo a uma taxa substancial, o risco de extinção é mais sensível à taxa de declínio do que ao tamanho da população (Lande *et al.* 2003). Finalmente, existem muitos exemplos de espécies abundantes que se tornaram extintas ou quase extintas. Essas espécies só poderiam ter sido identificadas como ameaçadas por um critério baseado unicamente em declínios (Stanton 2014). Assim, tanto do ponto de vista prático quanto teórico, é necessário ter um critério baseado apenas na taxa de declínio, além de um critério (C) que se baseie tanto no tamanho da população quanto na taxa de declínio.

As reduções sob o critério A são medidas em 10 anos ou três gerações (o que for mais longo, mas até o limite de 100 anos para reduções futuras). É necessário escalonar as reduções de acordo com a duração da geração pois espécies com maior tempo de geração se recuperam mais lentamente dos declínios, embora possam entrar em declínio com a mesma rapidez (a taxa de aumento populacional é limitada por restrições biológicas, enquanto as taxas de declínios induzidos pelo homem não são). Portanto, uma mesma taxa anual de declínio colocaria uma espécie de vida mais longa em maior risco de extinção. O escalonamento em função do tempo de geração corrige essa disparidade.

As reduções para o critério A são calculadas ao longo de três gerações, porque as reduções de uma ou duas gerações podem ser difíceis de distinguir de flutuações. Embora o requisito de três gerações torne o cálculo da redução desafiador para espécies longevas, é essencial para evitar que o risco de extinção dessas espécies seja subestimado. Idealmente, as reduções seriam calculadas a partir de dados que abrangem três ou mais gerações, mas dados incompletos ou dados de séries temporais mais curtas podem ser usados para calcular a redução de três gerações (ver seção 4.5.1).

O critério é dividido nos critérios A1, A2, A3 e A4.

- O critério A1 trata das reduções nos últimos 10 anos ou três gerações (o que for mais longo) e é aplicável quando a redução é claramente reversível E suas causas são compreendidas E cessadas (ver discussão abaixo), com base em (e especificando) qualquer de (a) a (e), como discutido acima.
- O critério A2 também trata das reduções nos últimos 10 anos ou três gerações (o que for mais longo), mas em casos em que a redução podem não ser reversíveis OU suas causas podem não ter cessado OU podem não ser compreendidas, com base em (e especificando) qualquer um de (a) até (e) dentro de A1.
- O critério A3 trata das reduções populacionais projetadas, inferidas ou suspeitadas nos próximos 10 anos ou três gerações (o que for mais longo, mas até um máximo de 100 anos), com base em (e especificando) qualquer um de (b) para (e) em A1.
- O critério A4 trata das reduções observadas, estimadas, inferidas, projetadas ou suspeitadas ao longo de qualquer período de 10 anos ou três gerações (até um máximo de 100 anos no futuro), onde o intervalo de tempo deve incluir o passado e o futuro, e onde a redução podem

não ser reversíveis OU suas causas podem não ter cessado OU podem não ser compreendidas, com base em (e especificando) qualquer um de (a) a (e) em A1.

De acordo com o critério A, um limiar quantitativo específico de redução da população deve ser atendido para se acionar uma das categorias de ameaça. No critério A1, esses limiares são 90% (CR), 70% (EN) e 50% (VU). Nos critérios A2, A3 e A4, esses limiares são 80% (CR), 50% (EN) e 30% (VU). Essas taxas diferentes refletem o entendimento de que os táxons nos quais a redução é claramente reversível E suas causas são compreendidas E tenham cessado correm menos risco de extinção do que aqueles em que as causas da redução podem não ter cessado OU podem não ser compreendidas OU a redução podem não ser reversíveis. Para usar A1, três condições devem ser atendidas. (1) A redução deve ser reversível. Por exemplo, o tamanho da população não deve ser tão baixo que fatores dependentes de densidade, como os efeitos *Allee* tornem impossível ou improvável a recuperação. É a condição que deve ser reversível, não a causa do estado de deterioração. Por exemplo, a perda de habitat pode ser irreversível mesmo que a ação que causou a perda tenha cessado. Em contraste, uma redução em uma espécie dependente de floresta causada pela exploração madeireira pode ser considerada reversível se a mudança nas práticas de manejo estiver levando à recuperação dessa espécie. (2) As causas da redução (os fatores de ameaça) devem ser identificadas e seus efeitos devem ser compreendidos. Assim, não é suficiente listar os fatores ameaçadores; é necessário também compreender a escala e os mecanismos de seu efeito (por exemplo, a magnitude e a distribuição espacial da pesca excessiva ou a relação entre a poluição e a redução da população). (3) Os fatores de ameaça devem ter cessado (por exemplo, a pesca excessiva parou). Exemplos de táxons que podem se qualificar no critério A1 são espécies de peixes que sofreram declínios durante a exploração, mas onde a causa da redução (por exemplo, sobre-exploração) cessou. Esse critério também pode ser aplicado a situações em que a população ainda está sendo explorada, em níveis mais baixos de exploração que não causam reduções populacionais adicionais. Se qualquer uma das três condições (reversível e compreendida e cessada) não for atendida em uma porção substancial da população do táxon (10% ou mais), então A2 deve ser usado em vez de A1.

5.1 A base das reduções

Categorizar um táxon no critério A torna necessário explicitar se a redução é baseada em (a) observação direta (A1, A2 e A4 apenas), (b) um índice de abundância apropriado para o táxon, (c) um declínio na área de ocupação, extensão da ocorrência e/ou qualidade do habitat, (d) níveis reais ou potenciais de exploração, e/ou (e) os efeitos dos táxons introduzidos, hibridização, patógenos, poluentes, competidores ou parasitas.

A diferença entre a observação direta (a) e o índice de abundância (b), assim como a importância de distingui-los, reside nas premissas necessárias para fornecer estimativas válidas do tamanho da população. Embora a "observação direta" exija apenas suposições estatísticas (por exemplo, amostragem aleatória), os índices de abundância exigem suposições relacionadas à biologia das espécies. Por exemplo, para uma espécie de tartaruga marinha, o uso de "fêmeas em nidificação" para examinar a mudança populacional pressupõe que a proporção de indivíduos maduros que se reproduzem a cada ano e o número de visitas a criadouros por fêmea por ano são razoavelmente constantes (ou pelo menos variam aleatoriamente) entre os anos. Se essas suposições forem verdadeiras, então "fêmeas em nidificação" é um índice apropriado de indivíduos maduros.

A observação direta (a) é a medida mais relevante e deve ser preferida. No entanto, outras medidas podem ser usadas se produzirem estimativas mais confiáveis ou mais consistentes do tamanho da população ao longo do tempo (ou seja, cobrindo o período de três gerações de forma mais abrangente); por exemplo, para espécies que são difíceis de detectar, as contagens diretas podem acarretar grandes erros de amostragem e serem enviesadas (isto é, sistematicamente sub ou

superestimar a mudança no tamanho da população). Alternativamente, um índice baseado em indícios facilmente detectáveis (por exemplo, rastros, fezes etc.) ou recursos dos quais o táxon depende exclusivamente pode fornecer estimativas mais confiáveis de redução da população. Da mesma forma, para uma espécie que é inventariada muito raramente, ou responde à perda de habitat com um longo lapso de tempo, a mudança de habitat pode ser uma estimativa mais abrangente de redução do que a observação direta (ver [seção 5.8](#) sobre a relação entre perda de habitat e redução da população).

Todas as bases aplicáveis para redução devem ser enumeradas. Mesmo que a redução seja calculada com base nos melhores dados disponíveis, por exemplo, de observação direta, se outros indicadores (como declínio na área de ocupação) também forem observados, estimados, inferidos ou suspeitados, esses também devem ser especificados.

Os critérios da UICN usam os termos "observado", "estimado", "projetado", "inferido" e "suspeitado" para detalhar a natureza da evidência (incluindo aspectos da qualidade dos dados) usada para critérios específicos. É importante notar que, para uma determinada fonte de dados, nem todas as combinações podem embasar o uso do critério A (Tabela 5.1). Os exemplos abaixo detalham os tipos de dados que podem fundamentar o cálculo da redução da população para o critério A.

Tabela 5.1. A relação entre a natureza da evidência (qualificadores de dados) e a base da redução usada no critério A.

	Base da redução no critério A:				
	a	b	c	d	e
Natureza da evidência (ver seção 3.1 para informações detalhadas)	observação direta	Índice de abundância (e.g. CPUE)	AOO, EOO, qualidade do habitat	Exploração real ou potencial (e.g. desembarques, mortes em estrada etc.)	Táxons introduzidos, hibridização, patógenos, poluidores, competidores, parasitas
Observado (todas as contagens - censo)	A1, A2, A4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Estimado (suposições estatísticas)	A1, A2, A4	A1, A2, A4	n.a.	n.a.	n.a.
Projetado (extrapolado para o futuro)	A4	A3, A4	n.a.	n.a.	n.a.
Inferido (estimado a partir de evidências indiretas sobre variáveis do mesmo tipo)	n.a.	A1, A2, A3, A4	n.a.	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4
suspeitado (estimado a partir de evidências indiretas com variáveis de tipo diferente)	n.a.	n.a.	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4

n.a.: não aplicável

Uma redução da população pode ser *observada* se os dados usados para deduzir o declínio forem de um censo no qual é feita uma contagem direta de todos os indivíduos conhecidos de uma população. Isso pode ser usado nos critérios A1 ou A2. Para o critério A4, onde o tempo para avaliar as reduções abrange tanto o passado quanto o presente, apenas a parte de uma redução no passado pode ser *observada*. A parte da tendência da população no futuro deve estar sob outro qualificador (por exemplo, *projetada*).

A redução da população pode ser *estimada* a partir dos dados do censo, como acima, ou a partir de um índice de abundância (por exemplo, Captura por Unidade de Esforço, densidade, número de fêmeas em nidificação; abundância com base em dados de marcação e recaptura). Os índices de abundância dependem de suposições estatísticas (por exemplo, sobre como o desenho amostral adotado se relaciona com o número de indivíduos maduros) e/ou suposições relacionadas à biologia da espécie, ou seja, como o índice se relaciona com a variável sendo estimada para calcular uma redução populacional (indivíduos maduros).

Uma redução da população pode ser *projetada* se for extrapolada dos dados do censo ou de um índice de abundância, seja do presente para o futuro (critério A3), ou do passado e presente para o futuro (critério A4). Por exemplo, um declínio pode ser estimado para uma população ao longo de duas gerações e projetado para uma próxima geração no futuro (critério A4).

Uma redução populacional pode ser *inferida* se for calculada a partir de evidências indiretas de variáveis do mesmo tipo geral. Por exemplo, uma redução da população de indivíduos maduros calculada a partir de um declínio nos dados de captura de pescarias, dados de caça ou atropelamentos (critério A2d) podem ser classificados como *inferidos*. A inferência também pode envolver a extrapolação de uma redução observada ou estimada de uma subpopulação conhecida para calcular uma redução inferida para outra subpopulação da mesma espécie. Por exemplo, um declínio observado no tamanho da população de um fragmento de floresta pode ser inferido como sendo o mesmo para uma subpopulação em um fragmento de tamanho semelhante que não foi amostrado, mas para o qual são percebidas as mesmas ameaças. A inferência também pode ser feita a partir do declínio em EOO, ou com base na redução da qualidade ou extensão do habitat. Nesse caso, podemos esperar que o número de indivíduos maduros de uma espécie especialista em habitat tenha uma associação mais próxima com a redução na extensão do habitat do que uma não especialista em habitat.

Uma redução populacional pode ser *suspeitada* quando, com base em evidências circunstanciais, puder ser feita uma relação entre algum indicador indireto e a abundância ou a distribuição populacional. A relevância do fator como *proxy* para o número de indivíduos maduros deve ser defendida de modo razoável. Registros de conhecimento ecológico tradicional ou dados anedóticos podem, por exemplo, ser usados para calcular uma redução suspeitada em um determinado intervalo de tempo, numa população que costumava ser vista regularmente, mas agora raramente é observada.

5.2 O uso de limites de tempo no critério A

O tempo de geração é usado no critério A como uma forma de escalonar o intervalo de tempo ao longo do qual as reduções são medidas com a história de vida do táxon. Táxons de vida curta e de reprodução mais rápida têm que sofrer taxas de mortalidade anuais mais altas do que os táxons de vida longa e de reprodução mais lenta para atingir o mesmo limiar quantitativo (por exemplo, redução de 80%) ao longo de um tempo definido (por exemplo, 10 anos). Colocando de outra forma, táxons de vida longa dificilmente podem atingir os limiares de declínio quantitativo durante um período fixo, mas podem estar enfrentando muitos anos de declínio populacional por redução no recrutamento. O período de três gerações é usado para escalonar o limiar da taxa de declínio para a história de vida da espécie. Esse escalonamento é fundamental pois permite que o critério A seja aplicado a uma ampla gama de organismos. Um limite de tempo mínimo de 10 anos é especificado porque, embora alguns táxons tenham períodos de três gerações menores que 10 anos, 10 anos é o tempo mais curto de relevância para o planejamento e ação de conservação. Foi adotado um limite máximo de tempo para avaliações baseadas em projeções no futuro, pois percebe-se que projeções no futuro distante são incertas demais para fundamentar uma categoria

de ameaça. Um limite máximo de tempo não é aplicado a avaliações baseadas em reduções passadas, pois se considera que para táxons de vida longa, é importante usar dados de três gerações, quando estiverem disponíveis.

5.3 Como aplicar o critério A4

Para decidir se um táxon pode ser categorizado usando o critério A4, deve ser calculada uma redução do tipo “janela móvel”. Não é possível aplicar o critério A4 levando em conta apenas o padrão qualitativo do declínio ou calculando isoladamente reduções passadas ou futuras.

Para calcular uma redução em “janela móvel”, primeiro deve ser criada uma série temporal de tamanhos de população passados e projetados no futuro. Em seguida, deve-se calcular a redução de três gerações para todos os intervalos de tempo que incluem pelo menos um ano anterior e pelo menos um ano futuro. A duração de todos esses prazos (janelas) deve ser de três gerações ou 10 anos (o que for mais longo), mas não pode exceder 100 anos no futuro. Finalmente, encontre o máximo dessas reduções, que é o número a ser usado no critério A4. Para decidir se um táxon pode ser categorizado no critério A4 ou não, depende, é claro, se ele se qualifica em qualquer um dos outros critérios.

Nos casos em que dados confiáveis estão disponíveis no passado apenas para períodos de menos de três gerações, e/ou quando previsões futuras confiáveis só podem ser feitas para menos de três gerações no futuro, a janela de três gerações no critério A4 pode ser definida como o intervalo de tempo para o qual os dados e previsões confiáveis estão disponíveis.

Em geral, se um táxon estiver categorizado nos critérios A2 e A3, ele também será categorizado no critério A4. No entanto, nem sempre é esse o caso, e a categoria de ameaça determinada usando uma “janela móvel” pode exceder aquela calculada a partir de declínios passados e futuros. Portanto, as espécies devem sempre ser avaliadas de acordo com o critério A4, bem como com os critérios A2 e A3. Para um exemplo simples do uso dos critérios A2, A3 e A4, consulte a planilha “A1-A4” na planilha **CriterionA_Workbook.xls** mencionada na [seção 4.5](#).

5.4 Redução seguida de estabilização ou aumento de curto prazo: O efeito de 'salto de esquí'

Alguns táxons amplamente distribuídos e de vida longa mostram declínios de longo prazo muito grandes, bem como aumentos recentes, e seus tamanhos populacionais estão bem acima dos limiares para tamanho e distribuição da população (de acordo com os critérios B a D). Esse padrão foi denominado efeito de 'salto de esquí' e afeta qualquer táxon de vida longa que declinou no passado e está agora estável ou aumentando. A pergunta frequentemente feita é se devem ter precedência na avaliação da ameaça nesses táxons os declínios históricos de longo prazo ou os aumentos mais recentes. No entanto, a pergunta é enganosa; os critérios UICN não permitem precedência entre os critérios, ou priorizar um critério sobre outro. A interpretação correta é avaliar o táxon em relação a todos os critérios. O ponto do critério A é que as tendências de longo prazo podem indicar uma causa subjacente, enquanto as tendências recentes podem ser temporárias.

Ao aplicar o critério A em táxons que mostram esses padrões, alguns pontos devem ser considerados. (1) Se a redução for claramente reversível e suas causas são compreendidas e tenham cessado, então os limiares superiores do critério A1 (90% para CR, 70% para EN e 50% para VU) se aplicam, o que pode resultar numa categoria de baixo risco para o táxon, refletindo o fato de que atualmente sua população está estável ou aumentando. (2) A incerteza nos dados (particularmente os dados históricos de longo prazo), quando devidamente incorporados na

avaliação, podem afetar o resultado da categorização (ver [seção 3.2](#)). (3) Se for projetado, inferido ou suspeitado que as populações irão diminuir para os limiares do critério A, o táxon pode ser listado nos critérios A3 ou A4.

5.5 Redução histórica seguida de estabilização de longo prazo: Populações severamente reduzidas

Alguns táxons (particularmente marinhos) mostram persistência em frações muito baixas de seu tamanho populacional natural ou capacidade de suporte. O tamanho atual de uma população em relação aos níveis históricos pode ser calculado estimando-se a redução desde o ano mais antigo para o qual há dados disponíveis até o ano atual (ver [seção 4.5](#) para métodos de estimativa de reduções). Essas estimativas, ou outras informações, podem mostrar que uma população está severamente reduzida em relação ao seu tamanho natural ou capacidade de suporte. Em alguns casos, os táxons podem estar gravemente exauridos, mas não mostram declínios detectáveis, então podem não se qualificar nos critérios A1 ou A2 porque seus declínios ocorreram há mais de três gerações, e eles podem ser amplamente distribuídos e abundantes para se qualificarem de acordo com qualquer outro critério, refletindo o fato de que eles não apresentam um alto risco de extinção no presente. No entanto, essas situações podem ser preocupantes porque populações exauridas são mais suscetíveis a eventos catastróficos imprevistos e os táxons marinhos podem ser pescados como capturas acessórias em outras pescarias. Esses táxons não estão sendo avaliados como ameaçados pelos critérios A1 e A2, embora ainda possam se qualificar nos critérios A3, A4, B, C, D ou E.

Os táxons nessa situação podem ser avaliados segundo os critérios A3 ou A4, com base em declínios populacionais projetados ou suspeitados no futuro, desde que haja evidências suficientes das ameaças enfrentadas pelo táxon ou uma provável taxa de declínio para justificar tal avaliação. A decisão de considerar declínio pode vir de fatores biológicos ou ecológicos (por exemplo, limites de efeito de depensação ou razão sexual, especialmente em espécies adaptadas a alta densidade populacional), a fatores de ameaça e detecção (por exemplo, aumento do valor econômico com o aumento da raridade, inovação tecnológica ou interrupção repentina de medidas de manejo). Essas avaliações seguindo os critérios A3 ou A4 devem ser realizadas quando o status da espécie depende de medidas de conservação ou manejo que são projetadas, suspeitadas ou inferidas para se tornarem menos eficazes ao longo de três períodos de geração. Exemplos específicos de táxons marinhos incluem: Concha Rainha (*Strombus gigas*) e Abalone (*Haliotis* spp.), que apresentam requisitos de densidade mínima para reprodução (por exemplo, Hobday *et al.* 2001, Stoner *et al.* 2012); Badejo da areia (*Mycteroperca microlepis*), que pode apresentar limitação de esperma sob forte distorção da razão sexual feminina (Coleman *et al.* 1996); Garoupa de Nassau (*Epinephelus striatus*), que experimentou um colapso repentino devido a hiper-estabilidade ou possível depensação (Sadovy e Domeier 2005); a Totuaba (*Totoaba macdonaldi*), que sofreu intensa exploração após um aumento repentino no valor da bexiga natatória (Sadovy e Cheung 2003); e Garoupa de Nassau nas Bahamas, que passou por uma remoção temporária de proteção devido a uma recessão econômica (Lam 2009).

A categoria Quase Ameaçada também pode ser usada se um táxon quase se qualifica em Vulnerável sob os critérios A3 ou A4. Devemos lembrar, entretanto, que os Critérios da Lista Vermelha da UICN são projetados para identificar táxons que exibem sintomas de perigo, e não simplesmente de depleção ou prioridade de conservação. O problema de avaliar esses táxons também está relacionado às questões de escala discutidas sob a definição de área de ocupação ([seção 4.10](#)), que afeta a aplicação do critério B. Se um fator de escalonamento específico ao táxon for usado, táxons marinhos severamente esgotados podem eventualmente se qualificar como ameaçados sob o critério B.

5.6 Pesca

5.6.1 Manejo de pesca e risco de extinção

Táxons que são alvos da pesca podem apresentar um declínio no tamanho da população devido a ações intencionais de manejo. De acordo com os Critérios da Lista Vermelha, tais táxons podem ser classificados como ameaçados sob o critério A (população em declínio). No entanto, existe a preocupação de que tal categorização pode não refletir o risco de extinção, especialmente se o declínio é uma consequência de um sistema de manejo projetado para atingir uma meta, como a maximização da produção sustentável de uma pescaria.

É importante notar que o critério A mede declínios nas últimas três gerações, não do estoque original inexplorado. Portanto, um estoque bem administrado deve acionar os limiares do Critério A da UICN apenas durante as três primeiras gerações após o início da exploração. Na verdade, uma espécie que é pescada de forma sustentável para atingir, por exemplo, o rendimento máximo sustentável (que poderia ser em uma biomassa que é ~ 90% da biomassa original para um tubarão até ~ 30% da biomassa original para um atum altamente produtivo) deve ter uma taxa de declínio atual de zero. Além disso, as pescarias que estão sendo gerenciadas de forma sustentável seriam avaliadas em relação aos limiares mais altos do critério A1 (50% ao longo de três gerações para VU), tornando menos provável que sejam categorizadas como ameaçadas.

Não deve haver muitos estoques de peixes para os quais haveria uma redução de 50% no tamanho da população nas últimas três gerações após o início da exploração regulamentada. Isso ocorre porque há poucos estoques próximos ao estado inexplorado de três gerações atrás. Em vez disso, a maioria das pescarias importantes começou há mais de três gerações (Sethi *et al.* 2010). Mesmo para esses poucos estoques, uma redução de 50% deve durar apenas alguns anos (talvez até uma geração) até que a população se aproxime do nível alvo e a taxa de declínio diminua. Se o declínio continuasse, haveria motivo para preocupação; nesse caso, uma nova avaliação, em todos os cinco critérios, poderia indicar que o táxon ainda está ameaçado.

5.6.2 Aspectos técnicos do uso do critério A para pesca

As reduções percentuais no número de indivíduos maduros podem ser estimadas de várias maneiras, incluindo "um índice de abundância apropriado para o táxon". No caso de peixes explorados, pode-se usar a captura por unidade de esforço (CPUE). Essa medida deve ser usada com cautela pois as mudanças na CPUE podem subestimar o declínio da população. Isso pode ocorrer, por exemplo, quando a população se agrega mesmo em tamanhos pequenos, de forma que as capturas permaneçam altas com o mesmo nível de esforço, ainda que o tamanho da população esteja diminuindo. Também pode haver erros se os aumentos na eficiência da pesca não forem totalmente levados em consideração. Assim, é preferível avaliar os táxons de peixes explorados usando os resultados de técnicas de pesquisa independentes da pesca.

Avaliações de táxons sob o critério A1 precisam justificar que a ameaça (por exemplo, exploração excessiva) cessou e o táxon está sendo manejado de forma sustentável. Isso pode ser baseado na razão entre o nível médio de mortalidade por pesca (F) e a mortalidade por pesca correspondente ao rendimento máximo sustentável (MSY), ou seja, $F / F_{MSY} < 1$, para uma geração ou cinco anos, o que for maior. Outros métodos poderiam ser usados para justificar o uso do critério A1 em vez de A2. No entanto, é preciso ter cuidado e considerar a chance de que espécies manejadas de forma insustentável sejam incorretamente consideradas sustentáveis.

5.7 Táxons de vida longa

O tempo de geração de algumas espécies (por exemplo, algumas árvores) pode exceder 100 anos. É difícil estimar o declínio populacional a partir de um ponto no tempo antes do qual as populações da espécie ou mesmo a própria espécie possam ter sido registradas. Cabe enfatizar que os declínios mais significativos, passíveis de documentação e reversíveis, são provavelmente aqueles que ocorreram nos últimos 100 anos.

5.8 Relação entre perda de habitat e redução populacional

De acordo com o critério A, uma redução no tamanho da população pode ser baseada em um declínio na área de ocupação, extensão de ocorrência e/ou qualidade do habitat. As suposições feitas sobre a relação entre a perda de habitat e a redução da população têm um efeito decisivo no resultado de uma avaliação. Em particular, a suposição mais simples, de que a relação é linear, nem sempre é verdadeira e pode levar a subestimar ou superestimar o grau de risco. Por exemplo, uma espécie de ave pode não ser reduzida em 50% se 50% de seu habitat for perdido (talvez porque colonize novos habitats). Ou a redução pode ocorrer principalmente em áreas de baixa densidade, levando a um declínio maior na distribuição do que no tamanho da população. Por outro lado, se as reduções ocorrerem predominantemente em áreas de alta densidade, a redução da população será mais rápida do que pode ser deduzida da diminuição da área de distribuição (diminuição da EOO) (Rodríguez 2002). Da mesma forma, um peixe recifal pode ser reduzido em mais de 50% se 50% de seu habitat for perdido pela pesca com explosivos (talvez porque as áreas de desova tenham sido destruídas).

O uso criterioso de inferência e projeção é encorajado para estimar reduções populacionais derivadas de mudanças no habitat. Por exemplo, se 70% da extensão de ocorrência de uma espécie florestal sofreu corte raso nos últimos cinco anos, pode ser justificado inferir um declínio de 50% na população nos últimos dez anos. A espécie seria, portanto, qualificada como Em Perigo A2c.

Em todos os casos, entender em detalhe as relações de um táxon e seu habitat, sua distribuição local e as ameaças que o habitat enfrenta são questões fundamentais para fazer boas estimativas sobre perda de habitat e redução da população. Todas as suposições sobre esse relacionamento e as informações usadas devem ser incluídas na documentação da avaliação.

Os dados populacionais disponíveis podem contradizer os dados do habitat (por exemplo, o habitat parece estar em declínio em qualidade, mas os números da população são estáveis). Isso pode ocorrer porque: (1) um conjunto de dados é incerto, tendencioso ou desatualizado, ou (2) a população tem uma resposta defasada à perda de habitat (provavelmente se o tempo de geração for longo). No primeiro caso, os avaliadores devem usar seu julgamento para decidir quais dados são mais corretos. Se for decidido que os dados de abundância são adequados para determinar tendências, o táxon deve ser listado no critério A2. As implicações de uma possível resposta tardia à perda de habitat devem, no entanto, ser consideradas ao avaliar o táxon sob o critério A3. Por exemplo, se a redução da população nas últimas três gerações é de 30% com base em dados de abundância, que são adequados para determinar tendências, então as espécies devem ser categorizadas como VU A2, mesmo se a perda de habitat no mesmo período foi de 60%. No entanto, se uma resposta defasada em abundância para a perda de habitat for provável (ou seja, o impacto da perda de habitat no presente pode levar a uma redução futura no número de indivíduos maduros), então a população pode diminuir ainda mais no futuro (mesmo que a perda de habitat tenha parado), então a categoria EN A3 ou EN A4 também deve ser considerada, baseada na perda de 60% do habitat, levando a uma redução inferida de 50% ou mais no número de indivíduos maduros.

6. Diretrizes para a aplicação do critério B

O critério B foi delineado para identificar populações com distribuições restritas e ao mesmo tempo severamente fragmentadas ou com poucas localizações condicionadas à ameaça, passando por uma forma de declínio continuado e/ou exibindo flutuações extremas (no presente ou no futuro próximo). É importante dar atenção especial ao critério B, pois é o critério mais comumente usado incorretamente. Para se qualificar para o critério B, o limiar de distribuição geral deve primeiro ser atingido para uma das categorias de ameaça, seja em termos de extensão de ocorrência (EOO) ou área de ocupação (AOO). O táxon deverá então atender a pelo menos DUAS das três opções listadas para o critério B. As opções são (a) severamente fragmentado ou conhecido de não mais do que x localizações condicionadas à ameaça, (b) declínio continuado, ou (c) flutuação extrema ([Tabela 2.1](#)). Portanto, se um táxon atinge o limiar de distribuição para a categoria Em Perigo e a opção (c) flutuação extrema, mas nenhuma das outras opções, ele não se qualificaria como Em Perigo (ou Vulnerável) no critério B. Para se qualificar, ele também teria que atender a (a) ou (b). Um exemplo do uso correto do critério B é Em Perigo: B1ab(v). Isso significa que se considera que o táxon tem uma extensão de ocorrência menor do que 5.000 km², sua população está severamente fragmentada ou ocorre em não mais do que cinco localizações condicionadas à ameaça e há um declínio continuado no número de indivíduos maduros.

O subcritério (a) requer fragmentação severa e/ou número limitado de localizações condicionadas à ameaça. A numeração nos critérios não permite distinguir entre essas duas condições. Recomendamos que os avaliadores façam essa distinção especificando explicitamente em sua documentação: (1) se o táxon está severamente fragmentado e (2) o número de localizações condicionadas à ameaça.

Alguns dos problemas encontrados ao aplicar o critério B são tratados em outra parte deste documento, incluindo as definições de "subpopulações" ([seção 4.2](#)), "localização condicionada à ameaça" ([seção 4.11](#)), "declínio continuado" ([seção 4.6](#)), "flutuações extremas" ([seção 4.7](#)), "severamente fragmentado" ([seção 4.8](#)), "extensão da ocorrência" ([seção 4.9](#)) e "área de ocupação" ([seção 4.10](#)). Os diferentes tipos de informação usados no critério B não precisam se basear na mesma área na mesma época do ano. Por exemplo, para uma espécie migratória, AOO pode ser baseada em sua distribuição durante a época de reprodução (porque, por exemplo, o táxon ocupa uma área menor durante a reprodução, e AOO é a "menor área essencial em qualquer estágio para a sobrevivência das populações existentes de um táxon"), e as localizações condicionadas à ameaça podem ser baseadas na distribuição e ameaças na estação não reprodutiva (porque, por exemplo, são "as ameaças plausíveis mais sérias" ao táxon).

7. Diretrizes para a aplicação do critério C

O critério C foi projetado para identificar táxons com populações pequenas, atualmente em declínio ou que podem entrar em declínio no futuro próximo. Para o critério C, o limiar de tamanho de população deve ser atendido, bem como um dos dois subcritérios que descrevem o declínio. Por exemplo, para se qualificar para Em Perigo sob o critério C, a população estimada deve ser menor que 2.500 indivíduos maduros e (1) apresentar declínio continuado no número de indivíduos maduros estimado em pelo menos 20% em cinco anos ou duas gerações (o que for mais longo, até um máximo de 100 anos) ou (2) apresentar declínio continuado no número de indivíduos maduros e (a) uma estrutura populacional restrita ou (b) flutuações extremas no número de indivíduos maduros (ver [Tabela 2.1](#) para detalhes).

Para poucos táxons há dados sobre o tamanho da população e taxas de declínio, na resolução necessária para aplicar o subcritério C1. Há também alguma sobreposição entre os critérios A e C1, porém o critério C se aplica apenas a pequenas populações, mede declínio em intervalo de

tempo mais curto (exceto para a categoria vulnerável) e tem limiares da taxa de declínio mais baixos, já que as populações já são pequenas.

O critério C2a tem dois subcritérios (i e ii), focados em condições aparentemente opostas. Esses subcritérios levam em consideração o fato de que a distribuição da população total de um táxon em muitas subpopulações ou em uma única (ou muito poucas) subpopulações pode levar a um maior risco de extinção, por diferentes razões. Por um lado, um táxon que é dividido em muitas subpopulações pode estar severamente fragmentado (conforme definido na [seção 4.8](#)), com muitas dessas subpopulações tendo tamanho populacional pequeno e uma alta probabilidade de extinção. Por outro lado, ter uma única subpopulação é como colocar todos os ovos na mesma cesta: uma única subpopulação não pode se recuperar de uma extinção local por recolonização ou de um declínio catastrófico pelo efeito de resgate. Definir qual desses cenários é mais importante depende do tamanho da subpopulação e de outros fatores. O critério C2a cobre ambas as situações: (i) é para o primeiro caso, onde mesmo a maior subpopulação é bastante pequena, e (ii) é para o segundo caso, onde quase todos ou todos os indivíduos estão na mesma subpopulação. Uma espécie que atende às condições gerais para o critério C2a (ou seja, tem população pequena e em declínio) provavelmente será afetada por uma dessas duas condições.

Pode parecer que tal espécie não está sob risco de extinção, se também apresentar uma distribuição ampla. No entanto, isso seria verdade apenas se as diferentes partes da distribuição flutuassem e diminuíssem independentemente umas das outras. Mas, se fosse esse o caso, essas diferentes "partes" provavelmente não estariam conectadas (caso contrário, estariam em sincronia), portanto não deveriam ser consideradas uma única subpopulação. Assim, para aplicar o critério C2a corretamente, é importante delimitar corretamente as subpopulações (ver [seção 4.2](#)).

Alguns dos problemas encontrados ao aplicar o critério C são tratados em outra parte deste documento, nas definições de "subpopulações" ([seção 4.2](#)), "indivíduos maduros" ([seção 4.3](#)), "declínio continuado" ([seção 4.6](#)), cálculo de declínios ([seção 4.5](#)), e "flutuações extremas" ([seção 4.7](#)).

8. Diretrizes para a aplicação do critério D

Esse critério identifica populações muito pequenas ou restritas. Um táxon se qualifica para o critério D se a população de indivíduos maduros (ver [seção 4.3](#)) for menor do que o limiar estabelecido para cada uma das categorias de ameaça. Na categoria Vulnerável, existem duas opções, D1 e D2. Um táxon se qualifica como Vulnerável D1 se o tamanho da população for estimado em menos de 1.000 indivíduos maduros (definido na [seção 4.3](#)). Um táxon se qualifica como Vulnerável D2 se sua área de ocupação for muito restrita (normalmente menor que 20 km²) ou existir em cinco ou menos localizações condicionadas à ameaça e se houver uma ameaça natural ou antropogênica plausível. Esse critério é aplicável para táxons que podem não estar em declínio, mas que apresentam restrição aguda no número de indivíduos maduros, área de ocupação ou número de localizações condicionadas à ameaça, tornando-se particularmente suscetíveis a uma ameaça plausível.

O subcritério D2 para Vulnerável foi designado para ser aplicado em táxons com distribuições muito pequenas. No entanto, os limiares para a área de ocupação e número de localizações condicionadas à ameaça, embora úteis como indicadores (ou seja, normalmente menos de 20 km² ou normalmente cinco ou menos localizações condicionadas à ameaça), são frequentemente interpretados literalmente, o que não é apropriado. Algumas pessoas argumentam que o subcritério é muito inclusivo e resulta em uma listagem excessiva de táxons em categorias de ameaça; enquanto outros argumentam que é muito exclusivo (por exemplo, deixando muitas espécies marinhas fora das categorias de ameaça) e, portanto, leva à listagem insuficiente. Deve-

se enfatizar que a área de ocupação restrita sob o critério D2 é definida de tal forma que a população está sujeita aos efeitos de atividades humanas ou eventos estocásticos em um futuro incerto, podendo se tornar Criticamente Em Perigo ou mesmo Extinta em um curto espaço de tempo (por exemplo, dentro de uma ou duas gerações ou dentro de três a cinco anos - o que for mais longo - após a ocorrência do evento ameaçador). Os limiares numéricos são dados mais a título de exemplo e não se destinam a ser interpretados como limiares rigorosos.

O subcritério D2 não é focado na área ou na contagem de localizações condicionadas à ameaça (para a qual muitos táxons poderiam se qualificar), mas no risco de que o táxon possa repentinamente tornar-se Criticamente Em Perigo ou Extinto (ou seja, se a ameaça plausível se concretizar, então a espécie irá qualificar em uma dessas categorias sob o critério A ou B, dentro de um período muito curto de tempo). Portanto, simplesmente atender ao limiar sugerido (ou qualquer outro) para AOO ou número de localizações condicionadas à ameaça não é suficiente. É necessário que essa restrição torne a espécie capaz de se tornar CR ou EX em um tempo muito curto, devido aos efeitos de atividades humanas ou eventos estocásticos. Deve haver uma possibilidade substancial dessas atividades ou eventos realmente ocorrerem. Assim, eventos improváveis (por exemplo, erupção de um vulcão inativo), eventos não específicos que não foram observados em espécies semelhantes (por exemplo, uma epidemia de doença não especificada), eventos improváveis de causar extinção (por exemplo, porque a espécie já sobreviveu a muitos furacões, ou provavelmente se adapte às mudanças do clima, etc.), ou eventos improváveis de ocorrerem rápido o suficiente para resultar em uma categorização CR ou EX em um tempo muito curto não justificariam a categorização sob o critério D2. Os eventos estocásticos ou atividades humanas que embasam a categoria devem ser especificados na justificativa (ver exemplo abaixo). Se o táxon for altamente restrito e houver ameaças plausíveis que possam fazer com que a espécie se torne VU ou EN em um curto espaço de tempo, então o táxon deve ser considerado para categorização como NT.

8.1 Táxons conhecidos apenas da localidade-tipo

Se um táxon só for conhecido de sua localidade-tipo e não houver informações sobre seu status atual ou possíveis ameaças, o táxon deve ser listado como DD. Se não houver ameaças plausíveis e a área for relativamente bem conhecida, a categoria Menos Preocupante é apropriada, a menos que os critérios A, B ou C sejam atendidos. Se pessoas procuraram o táxon, tanto na localidade-tipo quanto em um número razoável de outras localidades potenciais, e não mais do que 50 indivíduos maduros são estimados, o táxon seria listado como Criticamente em Perigo D (um intervalo de tempo apropriado para o táxon deve ser usado). Se qualquer ameaça significativa ou plausível puder ser identificada, então uma avaliação completa será necessária para determinar a classificação mais apropriada (por exemplo, Criticamente em Perigo de acordo com o critério B ou C, ou Vulnerável de acordo com o critério D2). Se, apesar das buscas, o táxon não foi registrado desde a coleta do espécime-tipo, e se houver ameaças na área, a categoria Criticamente em Perigo (Possivelmente Extinto) ou Extinto pode ser apropriada (ver a [seção 11](#) para orientações sobre como fazer esta determinação).

8.2 Exemplo de aplicação do critério D

Uma espécie de ave muito rara é descrita a partir de duas fêmeas coletadas em 1851 e uma observação em 1905 em uma única ilha. A espécie foi considerada extinta em 1970, no entanto, os ilhéus relataram que ela ainda pode existir, e em 1972 três aves foram reportados por um mateiro experiente. Pensa-se que essa espécie discreta e elusiva possa persistir sem ser detectada em dois locais comumente frequentados por visitantes e observadores de aves. Muito pouco se sabe sobre essa espécie, mas devido aos avistamentos raros muito anos atrás, e a probabilidade de

que observadores de aves a teriam visto, é seguro estimar que a população contenha menos de 50 indivíduos maduros. Portanto, essa espécie está listada como Criticamente em Perigo: D.

8.3 Exemplo de aplicação do critério D2

Uma espécie de ave está confinada a apenas quatro ilhas próximas e livres de predadores, tendo populações abundantes e consideradas estáveis nas ilhas. A distribuição histórica dessa espécie foi reduzida como resultado da introdução de predadores como gatos, ratazanas (*Rattus* spp.) e uma ave predadora. As aves que tentam colonizar uma ilha vizinha são mortas por gatos e aves predadoras. A introdução acidental de espécies exóticas nas ilhas livres de predadores pode facilmente causar a extinção local. Assim, o número de localizações condicionadas à ameaça é estimado em quatro (porque é improvável que tais introduções ocorram simultaneamente em mais de uma ilha), e a espécie é classificada como VU no critério D2.

9. Diretrizes para a aplicação do critério E

Para aplicar o critério E deve ser conduzida uma análise quantitativa, como uma Análise de Viabilidade Populacional (PVA), para determinar a probabilidade de extinção de uma espécie durante um determinado intervalo de tempo. Por exemplo, Criticamente em Perigo E, significaria que o táxon tem pelo menos 50% de probabilidade de ser extinto na natureza nos próximos 10 anos ou três gerações (o que for mais longo).

9.1 O que é extinção?

A extinção é caracterizada quando o tamanho da população chega a zero. O tamanho da população, para fins de definição de extinção, é o número de todos os indivíduos do táxon (não apenas indivíduos maduros). Em alguns casos, a extinção pode ser definida mesmo com o tamanho da população sendo maior que zero. Por exemplo, se apenas as fêmeas forem modeladas, é prudente definir a extinção como uma fêmea (em vez de zero) restante na população. De forma mais geral, um limiar de extinção maior que zero é justificado quando, devido à falta de informação, fatores que não foram incorporados à análise (por exemplo, efeitos *Allee*, estrutura sexual, genética ou interações sociais) tornam as previsões do modelo pouco confiáveis em tamanhos da população baixos.

Para o critério E, o risco de extinção deve ser calculado para até três períodos de tempo:

- 10 anos ou três gerações, o que for mais longo (até um máximo de 100 anos);
- 20 anos ou cinco gerações, o que for mais longo (até um máximo de 100 anos);
- 100 anos.

Para um táxon com tempo de geração de 34 anos ou mais, apenas uma avaliação (para 100 anos) é necessária. Para um táxon com duração de geração de 20 a 33 anos, duas avaliações (para três gerações e 100 anos) são necessárias. Para um táxon com duração de geração inferior a 20 anos, todas as três avaliações são necessárias.

9.2 Quais métodos podem ser usados?

Uma das técnicas comumente usadas nas análises quantitativas é a análise de viabilidade populacional (*Population Viability Analysis*, PVA), que é um conjunto de métodos para avaliar as ameaças enfrentadas por populações, seus riscos de extinção ou declínio e suas chances de recuperação, com base em dados e modelos específicos a cada táxon. Para uma introdução à PVA, consulte Boyce (1992), Burgman *et al.* (1993), Morris & Doak (2003). Os tipos de modelos usados na PVA serão discutidos abaixo.

Em alguns casos, o critério E pode ser usado sem uma PVA completa, substituído por uma análise quantitativa que não inclui necessariamente informações demográficas. Por exemplo, se uma espécie está restrita a uma pequena área, pode ser possível estimar a probabilidade de destruição de todo o seu habitat remanescente. Essas estimativas podem ser baseadas em registros meteorológicos anteriores ou outras informações sobre tendências e localizações de perdas anteriores de habitat. É importante lembrar, no entanto, que tais estimativas só podem ser consideradas como limites inferiores do risco de extinção, pois teria sido estimado usando uma PVA. Isso ocorre porque uma PVA incorpora tais efeitos estocásticos no habitat, bem como outros fatores, como a variabilidade demográfica e outras ameaças, como a exploração direta. Seja qual for o método usado, a análise deve ser numérica (ou seja, uma avaliação qualitativa do tipo "alta probabilidade de extinção" não é suficiente).

A escolha do método apropriado depende da disponibilidade de dados e da ecologia do táxon. A estrutura do modelo deve ser detalhada o suficiente para incorporar todos os dados relevantes, mas não mais detalhada do que necessário. Avaliações que usam todos os dados disponíveis e relevantes são mais confiáveis do que aquelas que ignoram parte das informações relevantes. No entanto, incluir mais detalhes do que pode ser justificado pela qualidade dos dados disponíveis pode gerar maior incerteza.

Se os únicos dados disponíveis forem informações de presença-ausência em vários locais, modelos de ocupação podem ser usados (ver Sjögren-Gulve e Hanski 2000, Mackenzie *et al.* 2017). Se as informações de censo de vários anos estiverem disponíveis, um modelo dinâmico escalar (não estruturado) pode ser usado (ver Dennis *et al.* 1991, Burgman *et al.* 1993). Se houver dados disponíveis para várias classes de idade ou estágios (por exemplo, juvenil e adulto), um modelo estruturado pode ser usado (ver Akçakaya 2000). Se dados detalhados estiverem disponíveis em nível individual (por exemplo, dados de linhagem), então um modelo baseado em indivíduo pode ser usado (ver Lacy 2000, DeAngelis e Diaz 2019). Se dados sobre a distribuição espacial estiverem disponíveis, um modelo de metapopulação ou outro modelo espacialmente explícito deve ser considerado (observe que os modelos escalares, estruturados e baseados em indivíduos podem ser todos estruturados espacialmente).

A segunda consideração importante na seleção de um modelo é a ecologia das espécies. A estrutura e os pressupostos do modelo devem ser pautados pela história natural e ecologia das espécies. A documentação deve listar todas as suposições (mesmo as mais óbvias) relacionadas à estrutura do modelo, parâmetros e incertezas. Nos casos em que os dados disponíveis e a ecologia das espécies permitem mais de um tipo de modelo, a modelagem comparativa (por exemplo, Kindvall 2000, Brook *et al.* 2000) e outros tipos de validação (McCarthy *et al.* 2001) podem fortalecer as conclusões.

9.3 Há dados suficientes?

Os tipos de dados que podem ser usados em uma avaliação incluem distribuições espaciais de habitat adequado, populações locais ou indivíduos, padrões de ocupação e extinção em manchas de habitat, dados de presença-ausência, relações de habitat, estimativas de abundância de levantamentos e censos, taxas vitais (fecundidade e sobrevivência) estimativas de censos e estudos de marcação-recaptura, bem como variação temporal e covariação espacial nesses parâmetros. Nem todos esses tipos de dados são necessários para qualquer modelo. Para obter mais informações sobre as necessidades de dados em tipos específicos de modelos de PVA, consulte as referências citadas acima.

Quando não há dados suficientes, ou quando as informações disponíveis são muito incertas, é arriscado fazer uma avaliação do critério E com qualquer método, incluindo PVA. Para decidir se

os dados disponíveis são suficientes para fazer uma avaliação do critério E, sugerimos o seguinte procedimento: Primeiro, selecione uma estrutura de modelo com base na discussão da seção anterior. Em seguida, estime os parâmetros do modelo (veja abaixo), incorporando as incertezas nos dados. Uma maneira simples de fazer isso é fazer a melhor estimativa para cada parâmetro, bem como uma estimativa “otimista” e uma “pessimista”. Quanto mais incerto for um parâmetro, maior será a diferença entre as estimativas “otimista” e “pessimista”. Use essas estimativas para criar uma gama de modelos, que deve fornecer uma gama de estimativas de risco de extinção. O intervalo dessas estimativas indica se os resultados são úteis (e, portanto, se há dados suficientes). Consulte também “Incorporando incerteza” ([seção 9.5](#)) abaixo.

Lembre-se de que o critério E não requer previsões muito específicas. Mesmo resultados muito incertos podem ser úteis. Por exemplo, se a estimativa mínima para o risco de extinção em 100 anos for 10%, então o táxon é pelo menos vulnerável, independentemente das previsões mais pessimistas. Os critérios também permitem incorporar a incerteza na forma de uma série de categorias apresentadas na documentação, enquanto uma única categoria deve sempre ser especificada na Lista Vermelha (ver Anexo 1 da UICN 2001, 2012b). Assim, por exemplo, se o tempo de geração é de 10 anos e o risco de extinção é de 20-60% em 100 anos, 10-30% em 50 anos e 5-10% em 30 anos, o táxon pode ser classificado como (VU – EN) na documentação, enquanto uma das duas deve ser escolhida para a Lista Vermelha.

9.4 Componentes e parâmetros do modelo

É muito importante que os parâmetros do modelo sejam estimados sem viés. No entanto, é difícil fornecer diretrizes detalhadas sobre a estimativa de parâmetros porque os componentes e parâmetros de um modelo dependem de sua estrutura. Portanto, embora forneçamos algumas diretrizes gerais e exemplos específicos nesta seção, eles não são abrangentes.

9.4.1 Dependência da densidade

A dependência da densidade é a relação entre os parâmetros demográficos (como sobrevivência, fecundidade, taxa de crescimento populacional etc.) e o tamanho ou densidade da população local. A relação pode ser negativa (também chamada de compensação), com os parâmetros demográficos diminuindo à medida que a densidade aumenta, ou pode ser positiva (também chamada de depensação), com os parâmetros demográficos diminuindo à medida que a densidade diminui. O primeiro tipo de dependência de densidade pode resultar, por exemplo, de superlotação e competição interespecífica, e o último pode resultar de efeitos *Allee*, estrutura social e depressão por endogamia. Ambos os tipos de dependência de densidade têm efeitos importantes sobre os riscos de extinção, e, portanto, os modelos devem poder incorporar ambos. Em outras palavras, quer o modelo inclua ou exclua esses tipos de dependência da densidade, a escolha deve ser justificada.

A compensação é especialmente importante para incluir nos casos em que a perda de habitat é uma ameaça. A redução pode ser incorporada definindo um limite de extinção maior que zero (veja acima).

Como a dependência da densidade afeta os parâmetros demográficos, como sobrevivência e fecundidade, as estimativas dessas taxas devem incluir a descrição dos tamanhos ou densidades populacionais durante o período em que os dados para essas estimativas foram obtidos.

9.4.2 Variabilidade temporal

Como os critérios são expressos em termos de probabilidades, é essencial que todas as formas relevantes de variabilidade sejam incluídas na avaliação. Assim, os seguintes tipos de

variabilidade devem ser considerados: flutuações ambientais (na forma de mudanças aleatórias em um ou mais parâmetros do modelo), estocasticidade demográfica, tendências futuras esperadas nos valores médios dos parâmetros do modelo (por exemplo, como resultado da deterioração do habitat), estocasticidade genética, mudanças aleatórias na razão sexual e eventos de baixa probabilidade e alto impacto (distúrbios ou catástrofes).

Na modelagem de flutuações ambientais, as estimativas das variâncias dos parâmetros do modelo devem incluir apenas a variação temporal; variação devido à estocasticidade demográfica, erro de medição, variação espacial etc. devem ser subtraídas. Por exemplo, se as taxas de sobrevivência são baseadas em censo, a variância binomial que representa a estocasticidade demográfica pode ser subtraída da variância total observada (Akçakaya 2002); se as taxas de sobrevivência são baseadas em uma análise de marcação e recaptura, os métodos descritos por Gould e Nichols (1998) e White *et al.* (2002), ou disponíveis no arquivo de ajuda do [Programa MARK](#) podem ser usados para remover a variação demográfica ou amostral.

Se catástrofes forem incluídas no modelo, apenas dados de anos sem catástrofes devem ser usados ao estimar a média e a variância da variável do modelo (como sobrevivência, fecundidade ou capacidade de suporte) afetada pela catástrofe.

Quando os resultados probabilísticos são baseados em simulações, o número de replicações ou iterações determina a precisão desses resultados. Na maioria dos casos, os parâmetros do modelo de amostra aleatória são estatisticamente representativos se o número de replicações estiver na faixa de 1.000 a 10.000.

9.4.3 Variabilidade espacial

Se diferentes subpopulações do táxon forem segregadas espacialmente ou tiverem diferentes taxas demográficas, elas devem ser incorporadas tornando o modelo espacialmente explícito. Modelar tal táxon com um modelo de população única pode subestimar a probabilidade de extinção. Quando múltiplas populações são incluídas no modelo, a correlação entre as diferentes populações é um fator importante; ignorá-lo (ou seja, assumir que todas as populações sejam independentes) pode subestimar a probabilidade de extinção.

9.5 Incorporando incerteza

Sugerimos que todos os parâmetros sejam especificados como faixas (ou como distribuições) que refletem incertezas nos dados (falta de conhecimento ou erros de medição). Além disso, as incertezas na estrutura do modelo podem ser incorporadas através da construção de vários modelos (por exemplo, com diferentes tipos de dependência de densidade). Existem vários métodos de propagação de tais incertezas em cálculos e simulações (Ferson *et al.* 1998). Um dos métodos mais simples é construir modelos de melhor e pior cenário (por exemplo, Akçakaya e Raphael 1998). Um modelo de melhor cenário (ou otimista) inclui uma combinação dos limites inferiores de parâmetros que têm um efeito negativo sobre a viabilidade (como a variação na taxa de sobrevivência) e os limites superiores daqueles que têm um efeito positivo (como a taxa de sobrevivência média). Um modelo de pior cenário ou pessimista inclui os limites inversos. Os resultados desses dois modelos podem ser usados como limites superior e inferior na estimativa do risco de extinção, que por sua vez pode ser usado para especificar uma gama de categorias de ameaça (ver Anexo 1 de UICN 2001, 2012b).

9.6 Requisitos de documentação

Qualquer avaliação da Lista Vermelha baseada no critério E deve incluir um documento que descreva os métodos quantitativos usados, bem como todos os arquivos de dados que foram

usados na análise. O documento e as informações que o acompanham devem incluir detalhes suficientes para permitir que um revisor reconstrua os métodos usados e os resultados obtidos.

A documentação deve incluir uma lista de premissas da análise, fornecendo também explicações e justificativas para essas premissas. Todos os dados usados na estimativa devem ser referenciados com uma publicação que esteja disponível no domínio público ou então devem ser incluídos com a documentação da listagem. As incertezas nos dados devem ser documentadas.

Os métodos usados na estimativa dos parâmetros do modelo e na incorporação de incertezas devem ser descritos em detalhes. As unidades de tempo usadas para diferentes parâmetros e componentes do modelo devem ser consistentes; os períodos durante os quais os parâmetros são estimados devem ser especificados.

10. Diretrizes para aplicação das categorias DD, NT e NE

10.1 Quando usar a categoria NT - Quase Ameaçada

Para ser categorizado como Quase Ameaçado, o táxon deve estar próximo de se qualificar para a categoria Vulnerável. As estimativas do tamanho da população ou do tamanho da distribuição devem estar próximas dos limiares da categoria Vulnerável, especialmente quando houver um alto grau de incerteza, ou possivelmente atender a alguns dos subcritérios. Isso pode ser combinado com suscetibilidade biológica e ameaça.

A categoria Quase Ameaçada não é especificada por critérios próprios, mas sim pela proximidade de uma espécie aos critérios da categoria Vulnerável. Uma maneira de determinar se o táxon está perto de ser categorizado como Vulnerável é seguir a orientação de incerteza dada na [seção 3](#). Se o intervalo de categorias plausíveis incluir tanto LC quanto VU (ou EN), o táxon pode ser classificado como NT, a menos que a melhor estimativa seja VU (ou EN). (Se todas as categorias de LC a CR forem igualmente plausíveis, o táxon deve ser classificado como DD.)

Para táxons listados como Quase Ameaçados na Lista Vermelha da UICN, os avaliadores são solicitados a indicar, como parte da justificativa, quais critérios foram quase atendidos. Por exemplo, a listagem de NT seria justificada nos seguintes casos (em cada caso, quaisquer critérios não mencionados especificamente não são atendidos e não são quase atendidos):

- Com base nas incertezas dos dados, LC e VU são categorias igualmente plausíveis.
- Com base nas incertezas dos dados, LC, VU e EN são categorias igualmente plausíveis (neste caso, tanto NT quanto VU podem ser consideradas como a categoria de listagem).
- A população teve declínio estimado de 20-25% nas últimas três gerações.
- O táxon atende aos requisitos de área sob o critério B para ameaça ($EOO < 20.000 \text{ km}^2$ e/ou $AOO < 2.000 \text{ km}^2$) e está em declínio, mas a população não está severamente fragmentada, ocorre em muito mais de 10 localizações condicionadas à ameaça e não há flutuações extremas.
- O táxon atende aos requisitos de área sob o critério B para ameaça ($EOO < 20.000 \text{ km}^2$ e/ou $AOO < 2.000 \text{ km}^2$) e está severamente fragmentado, mas a população não está diminuindo, ocorre em muito mais de 10 localizações condicionadas à ameaça e não há flutuações extremas.
- O táxon está em declínio e ocorre em dez localizações condicionadas à ameaça, mas tem uma EOO de 30.000 km^2 e/ou uma AOO de 3.000 km^2 , que são estimativas incertas.
- O táxon está em declínio e severamente fragmentado, mas tem uma EOO de 30.000 km^2 e/ou uma AOO de 3.000 km^2 , que são estimativas incertas.
- O táxon está em declínio e severamente fragmentado, mas tem uma EOO de 22.000 km^2 e/ou uma AOO de 3.000 km^2 , que são estimativas altamente precisas.

- A população teve declínio de cerca de 10% nas últimas três gerações, continua em declínio, e tem cerca de 15.000 indivíduos maduros.
- O táxon ocorre em uma única subpopulação de cerca de 15.000 indivíduos e está em declínio.
- A população possui cerca de 1.500 indivíduos maduros.
- A melhor estimativa do tamanho da população é de 2.000 indivíduos maduros, mas essa estimativa é muito incerta e uma estimativa alternativa de 1.000 indivíduos maduros não pode ser descartada.
- O táxon ocorre em três localizações condicionadas à ameaça, ocupando uma área de 12 km²; a população está sofrendo retirada, mas não está em declínio; não há ameaças atuais, mas há eventos plausíveis que podem causar declínio, mas é improvável que seja categorizado como Extinto ou que passe a Criticamente em Perigo no curto prazo.
- Houve declínio populacional de 40% nas últimas três gerações, mas esse declínio cessou e suas causas já são bem compreendidas.

A seguir estão exemplos de espécies que não devem ser categorizadas como NT (ou qualquer uma das categorias de ameaça), a menos que outros critérios se apliquem:

- Com base nas incertezas dos dados, LC é a única categoria plausível.
- Houve declínio de cerca de 10% nas últimas três gerações, e há mais de 20.000 indivíduos maduros.
- Houve declínio de cerca de 30% como parte de flutuações.
- O táxon atende aos requisitos de área sob o critério B para CR (EOO <100 km² e/ou AOO <10 km²), mas não está em declínio, não está severamente fragmentado, não há flutuações extremas e não há ameaças óbvias.
- O táxon tem vida longa e crescimento lento, mas não atende a nenhum critério A-E.
- A população tem mais de 2.000 indivíduos maduros.
- O táxon existe em três localizações condicionadas à ameaça, ocupando uma área de 30 km²; a população não está em declínio; não há ameaças atuais e é muito improvável que a espécie se torne Extinta ou Criticamente em Perigo em um curto espaço de tempo.

Previamente (antes de 2021), a dependência de medidas de conservação era usada para categorizar táxons como NT que, de outra forma, não atendiam às diretrizes do NT (ver UICN 2001; Anexo 3). Entretanto, táxons em qualquer Categoria da Lista Vermelha podem ser dependentes de conservação. A dependência de conservação dos táxons é avaliada mais apropriadamente como parte de uma avaliação da Lista Verde das Espécies da UICN (UICN 2021) e não deve mais ser usada para avaliar os táxons como NT na Lista Vermelha da UICN.

10.2 Não Avaliado e Dados Insuficientes

A categorização nas categorias Não Avaliado (NE) e Dados Insuficientes (DD) indica que nenhuma estimativa de risco de extinção foi feita, embora por razões diferentes. NE indica que nenhuma tentativa de avaliar o status atual do táxon foi feita. DD indica que o táxon foi avaliado usando dados disponíveis, que foram considerados insuficientes para colocar o táxon em uma categoria. Táxons nessas categorias não devem ser tratados como se não estivessem ameaçados.

10.3 Quando usar Dados Insuficientes

Se um táxon for conhecido, mas não houver nenhuma informação direta ou indireta sobre seu status atual ou possíveis ameaças, então ele obviamente tem Dados Insuficientes (DD). Uma categorização com dados insuficientes não significa que um táxon não esteja ameaçado.

A questão se torna mais complexa quando a informação disponível sobre um táxon é muito escassa, mas as informações acessíveis indicam que o táxon pode estar ameaçado. A questão então

é até que ponto é aceitável fazer inferência e projeção? Isso é discutido com mais detalhes nas seções [3.1](#) e [3.2](#) (Disponibilidade de dados, inferência e projeção e incerteza).

Quando os dados são muito incertos, a categoria de Dados Insuficientes pode ser atribuída. No entanto, nesse caso, o avaliador deve fornecer documentação mostrando que essa categoria foi atribuída porque os dados são inadequados para determinar uma categoria de ameaça. Se os dados forem tão incertos que tanto CR quanto LC sejam categorias plausíveis, o táxon pode ser listado como DD. Se as categorias plausíveis variam de NT a categorias de ameaça, DD não é a categoria apropriada; neste caso, consulte a seção [3.2](#) sobre orientação para selecionar a categoria mais plausível ao documentar a incerteza. É importante reconhecer que os táxons que são pouco conhecidos podem frequentemente ser atribuídos a uma categoria de ameaça com base em informações básicas sobre a deterioração de seu habitat e/ou outros fatores causais; portanto, o uso abundante da categoria Dados Insuficientes é desencorajado.

Espécies podem ser inseridas na categoria Dados Insuficientes usando uma ou ambas das seguintes etiquetas, embora a maioria das espécies DD não se enquadre nesses casos típicos:

1. **Procedência desconhecida.** O táxon é conhecido apenas por um ou mais espécimes sem informações de localidade ou com dados de localidades extremamente incertas, impossibilitando qualquer inferência adicional sobre seu status.

Exemplos:

Um colibri hipotético é conhecido de uma única pele comercializada nos anos 1900 em Bogotá, e especula-se que foi coletado nos Andes Orientais ou possivelmente nos Andes Centrais da Colômbia, a poucas centenas de quilômetros da capital. No entanto, alguns espécimes de "Bogotá" vieram de lugares tão distantes quanto o Equador. Como nenhum outro espécime é conhecido, presume-se que seja (ou tenha sido) uma espécie relictual de distribuição restrita.

Um peixe de água doce hipotético é conhecido apenas pela série tipo, coletada em 1930, a um dia de viagem a oeste de Andapa, que fica em algum lugar da costa nordeste de Madagascar. Essa espécie não foi coletada novamente desde a década de 1930, principalmente porque sua localidade tipo é incerta. Portanto, não há dados disponíveis para fundamentar afirmações sobre a qualidade de seu habitat ou o tamanho de sua população, mas presume-se que seja (ou tenha sido) uma espécie relictual de distribuição restrita.

Uma planta aróide semi-epífita hipotética é endêmica do Equador. É conhecida apenas pela série tipo, coletada em local desconhecido por um conhecido botânico há um século. A falta de informações impede qualquer avaliação do estado de conservação da espécie e isso é ainda agravado por problemas taxonômicos, havendo muitas espécies do mesmo gênero descritas pelo mesmo botânico.

2. **A incerteza taxonômica explica a falta de informação.** A escassez de dados pode ser uma consequência da incerteza taxonômica, ou seja, a falta de informações sobre distribuição, status, ecologia e ameaças é reflexo da escassez de espécimes e/ou registros, uma vez que o táxon pode ser representado por indivíduos aberrantes, híbridos, formas de cores raras ou subespécies de outras espécies. Essa explicação é tão ou mais provável do que a possibilidade de que o táxon seja genuinamente raro, esteja ameaçado ou tenha sido procurado de maneira inadequada. É importante notar que essa etiqueta não deve ser usada para táxons que simplesmente têm incerteza em torno de sua taxonomia. Esses táxons não devem ser classificados como Dados Insuficientes simplesmente por conta desta incerteza: eles devem ser considerados como boas espécies e avaliados de acordo com os Critérios da Lista Vermelha, ou não avaliados para a Lista Vermelha. O processo de determinação da lista de táxons a serem avaliados deve ser separado do processo de avaliação do risco de extinção (ver seção [2.1](#) sobre taxonomia).

Exemplos

Uma espécie hipotética de ave insular foi descrita recentemente com base em dois espécimes coletados na década de 1930 em um único local. Os espécimes são juvenis e foi especulado que eles podem representar juvenis de uma espécie próxima, embora diferenças em algumas características morfológicas tornem isso improvável. No entanto, a falta de qualquer informação adicional sobre distribuição, tamanho da população, tendências, ecologia e ameaças, significa que os Critérios da Lista Vermelha da UICN não podem ser aplicados e a espécie é, conseqüentemente, classificada como Dados Insuficientes.

Uma espécie hipotética de ave é conhecida por um espécime coletado no nordeste de Kalimantan no início de 1900 e outro em Sumatra na década de 1930, além de relatos em 1992 em Brunei. Especula-se que seja de origem híbrida, ou um morfo raro, embora seja possível que seja um especialista em habitat genuinamente raro que ocasionalmente é forçado a procurar comida em outras áreas. Sem mais informações, essa incerteza torna Dados Insuficientes a categoria mais adequada.

Para mais discussão e exemplos veja Butchart & Bird (2009).

Quando um nome de espécie é amplamente aceito como contendo vários táxons que podem merecer reconhecimento em nível de espécie (um 'complexo de espécies') E não há informações suficientes (diretas ou indiretas) para aplicar as categorias e critérios da Lista Vermelha, o 'complexo de espécies' deve ser listado como Dados Insuficientes. Se a complexidade e a incerteza do status taxonômico explicam de forma plausível a falta de informação, então a avaliação deve ser marcada como 'A incerteza taxonômica explica a falta de informação'.

10.4 Quando não usar a categoria Dados Insuficientes

A categorização em Dados Insuficientes implica que o táxon foi avaliado em relação a todos os critérios. Todas as avaliações de DD requerem a documentação dos dados disponíveis, fontes de incerteza e justificativa de porque a não aplicação de cada um dos cinco critérios (ou, quando aplicável, da justificativa das etiquetas discutidas na seção anterior). Se todos os cinco critérios não foram considerados, DD não pode ser usado (o táxon deve ser categorizado como NE).

Em muitos casos, a incerteza nos dados impede a colocação do táxon em uma das outras categorias (LC a EX). No entanto, não ser capaz de colocar o táxon em uma única categoria não é, por si só, uma razão suficiente para uma avaliação DD. Conforme discutido acima, se os dados são tão incertos que tanto CR quanto LC são categorias plausíveis, o táxon pode ser listado como DD. Se, entretanto, as categorias plausíveis variam de NT a categorias de ameaça, DD não é a categoria apropriada. Nesse caso, o avaliador deve selecionar a categoria mais plausível. Caso não seja possível identificar a categoria mais plausível, o avaliador deve selecionar uma das categorias, com base em seu nível de tolerância ao risco. Por exemplo, se LC, NT e VU forem considerados categorias igualmente plausíveis, o táxon pode ser categorizado como NT. Em todos os casos, o texto da justificativa deve especificar todas as categorias consideradas plausíveis, bem como o grau de tolerância ao risco (ver seção [3.2.3](#)). Se os avaliadores não puderem decidir sobre o nível de tolerância ao risco, a categoria intermediária deve ser selecionada. É importante observar que, se a incerteza for especificada no nível do parâmetro (usando a Calculadora de critérios da Lista Vermelha no SIS), a faixa de categorias plausíveis e a categoria mais plausível seriam selecionadas automaticamente, de acordo com grau de tolerância ao risco especificado. Consulte também a seção [3.2](#) sobre orientação para selecionar a categoria mais plausível ao documentar a incerteza; seção [3.1](#) sobre disponibilidade de dados, inferência e projeção, e seção [5.8](#) sobre inferir redução populacional com base na perda de habitat.

Em alguns casos, a incerteza dos dados tem um componente espacial; por exemplo, pode haver alguns dados de uma parte da distribuição, mas nenhum ou poucos dados das outras partes. Nesses casos, os avaliadores devem tentar evitar uma categorização DD, considerando diferentes suposições plausíveis sobre o quão representativas são as ameaças de áreas conhecidas, e usar essas suposições para formar intervalos de incerteza para os parâmetros usados (como indivíduos maduros, localizações condicionadas à ameaça, subpopulações etc.).

Em outros casos, a incerteza pode ter um componente temporal: a informação pode ser mais incerta no passado mais distante e/ou sobre o futuro mais distante. Nesses casos, os avaliadores devem tentar evitar uma categorização DD usando o critério A4 para minimizar a incerteza. Considerando uma janela de três gerações que inclui o passado mais recente e o futuro mais próximo, a avaliação se concentraria em um período no qual as incertezas dos dados são menores.

11. Diretrizes para aplicar as categorias de extinção e suas etiquetas

11.1 As categorias de extinção (EX e EW)

As categorias de extinção (EX e EW) são usadas quando "não há dúvida razoável de que o último indivíduo morreu". No entanto, a extinção - o desaparecimento do último indivíduo de uma espécie - é muito difícil de detectar. Categorizar uma espécie como Extinta requer que levantamentos exaustivos tenham sido realizados em todos os habitats conhecidos ou prováveis ao longo da distribuição histórica da espécie, em momentos apropriados (diurno, sazonal, anual) e ao longo de um intervalo de tempo apropriado para seu ciclo de vida e sua forma de vida. Assim, um aspecto chave da categorização como Extinta são "levantamentos exaustivos" (mais orientações sobre isso estão disponíveis na [seção 11.3](#)).

A categoria Extinta traz implicações significativas para a conservação, já que medidas de proteção e financiamento para conservação geralmente não são direcionadas a espécies tidas como extintas. Portanto, uma espécie não deve ser listada nas categorias Extinta (EX) ou Extinta na Natureza (EW) se houver qualquer possibilidade razoável de que ainda possam existir, a fim de evitar o 'Erro de Romeu' (Collar 1998), onde quaisquer medidas de proteção e financiamento são removidas de espécies ameaçadas na crença errônea de que elas já estão extintas. Esse termo foi aplicado pela primeira vez ao caso da ave *Dicaeum quadricolor*, redescoberta em 1992 após 86 anos sem registro (Dutson *et al.* 1993), tendo sido considerada extinta pelo menos 40 anos antes, na presunção de que não havia mais nenhum remanescente de seu habitat florestal na ilha de Cebu (Magsalay *et al.* 1995). Uma abordagem que exija evidências para classificar as extinções é apropriada para encorajar esforços contínuos de conservação até que não haja dúvida razoável de que o último indivíduo de uma espécie tenha morrido. No entanto, se for assumida uma postura excessivamente evidenciária na aplicação de EX ou EW as taxas de extinção baseadas na Lista Vermelha provavelmente serão subestimadas. Em outras palavras, há custos ao cometer os dois tipos de erros (listar uma espécie existente como EX e deixar de listar uma espécie extinta como EX) e benefícios de fazer a categorização correta (Akçakaya *et al.* 2017). Essas questões são tratadas por:

- i) aplicar a etiqueta 'Possivelmente Extinta' para espécies categorizadas como CR, mas que provavelmente estão extintas ([seção 11.2](#));
- ii) usar métodos que calculam a probabilidade de extinção da espécie e comparar essa probabilidade com os limiares recomendados ([seção 11.3](#)); e
- iii) usar a probabilidade de que uma espécie esteja extinta no cálculo do número de espécies extintas e taxas de extinção ([seção 11.4](#)).

É altamente recomendável que os métodos e limiares descritos na [seção 11.3](#) sejam aplicados a qualquer espécie que não tenha sido registrada desde a última avaliação, ou para a qual haja suspeita de que tenha sido extinta.

Extinta na natureza (EW) é aplicável a táxons que persistem apenas em cultivo, em cativeiro ou como uma população (ou populações) naturalizada claramente fora da distribuição histórica. "Cultivo" e "cativeiro" não se restringem necessariamente ao confinamento. Para ser consistente com a definição de uma subpopulação "selvagem" (consulte a [seção 2.1.4](#) sobre subpopulações manejadas), EW também deve ser usada se nenhuma das subpopulações for selvagem. Assim, se as únicas subpopulações remanescentes de um táxon não estão confinadas, mas permanecem dependentes de manejo individual, conforme discutido na [seção 2.1.4](#), esse táxon deve ser listado como EW. Essa categoria também pode ser aplicada quando os táxons de plantas ou fungos são representados apenas por propágulos viáveis (por exemplo, sementes ou esporos) em instalações de armazenamento adequadas, se protocolos eficazes foram desenvolvidos para o táxon para garantir que haja potencial para esses propágulos se desenvolverem em descendência reprodutiva e para realizar a recuperação da espécie *in situ*.

11.2 A etiqueta "Possivelmente Extinta" para espécies Criticamente em Perigo

Embora uma abordagem que exija evidências para classificar extinções seja apropriada, essa abordagem envia as análises de extinções recentes quando baseadas apenas nas espécies classificadas como Extintas ou Extintas na Natureza (quando os indivíduos sobrevivem apenas em cativeiro). Por exemplo, o número de extinções recentes documentadas na Lista Vermelha da UICN é provavelmente muito subestimado, mesmo para táxons bem conhecidos, como aves. A etiqueta "Possivelmente Extinta" foi, portanto, desenvolvido para identificar as espécies Criticamente Em Perigos que estão, no balanço das evidências, provavelmente extintas, mas para as quais há uma pequena chance de que ainda possam existir. "Possivelmente extinta na natureza" se aplica a tais espécies conhecidas por sobreviver em cultivo ou cativeiro. Observe que 'Possivelmente Extinta' e 'Possivelmente Extinta na Natureza' são etiquetas, e **não** categorias da lista vermelha.

Tipos de evidências relevantes que justificam uma categorização em Extinta incluem (Butchart *et al.* 2006):

- espécies com últimos registros recentes, mas com declínios bem documentados;
- espécies para as quais se sabe que ocorreram processos severos de ameaça (por exemplo, extensa perda de habitat, disseminação de predadores invasores exóticos, caça intensiva etc.);
- espécies com atributos conhecidos por predispor táxons à extinção, por ex. ausência de voo (para aves); ou
- buscas recentes têm sido aparentemente adequadas e apropriadas para a detectabilidade da espécie, mas não conseguiram detectá-la.

Essas evidências devem ser contrapostas às seguintes considerações (Butchart *et al.* 2006):

- o trabalho de campo recente foi inadequado (quaisquer levantamentos foram insuficientemente intensivos / extensos ou inadequadamente cronometrados; ou a área de distribuição da espécie é inacessível, remota, insegura ou inadequadamente conhecida);
 - a espécie é difícil de detectar (é críptica, imperceptível, noturna, nômade, silenciosa ou suas vocalizações são desconhecidas, a identificação é difícil ou a espécie ocorre em baixas densidades);
 - houve relatos locais recentes razoavelmente convincentes ou avistamentos não confirmados;
- e

- habitat adequado (livre de predadores introduzidos e patógenos, se relevante) permanece dentro da distribuição conhecida da espécie, e/ou aloespécies ou congêneres podem sobreviver apesar de processos de ameaça semelhantes.

Considerações semelhantes se aplicam ao atribuir as categorias Extinta na Natureza ou Criticamente em Perigo (Possivelmente Extinta na Natureza). Essas considerações são implementadas nos métodos de cálculo da probabilidade de extinção de uma espécie e na comparação dessa probabilidade com os limiares recomendados (conforme discutido na [seção 11.3](#)). Todas as avaliações de táxons que podem estar extintos devem seguir a abordagem descrita nas seções [11.3](#) e [11.4](#).

A documentação para cada categorização em Extinta, Extinta na Natureza, Criticamente em Perigo (Possivelmente Extinta) e Criticamente em Perigo (Possivelmente Extinta na Natureza) deve justificar explicitamente a aplicação das categorias de extinção e das etiquetas 'Possivelmente Extinta'. A documentação deve resumir as linhas de evidência a favor e contra a extinção, descrever as buscas realizadas para a espécie e especificar a data e detalhes relevantes do último registro confirmado. Um modelo de dados preenchido (descrito abaixo) pode ser usado para esse propósito. O status de todos os táxons atribuídos à etiqueta 'Possivelmente Extinto' deve ser revisado em intervalos de cinco anos.

Às vezes, há dificuldade na escolha dos critérios corretos para as espécies categorizadas como CR (PE) ou CR (PEW). Se a espécie desapareceu de locais conhecidos nos últimos dez anos ou três gerações (o que for mais longo), a categorização no critério A2 é a opção preferível. Se a espécie é conhecida de um único local com EOO menor que 100 km² ou AOO menor que 10 km², então é possível categorizar como CR B1ab(i,ii,v) ou B2ab(i,ii,v). No entanto, existem muitas espécies para as quais a extinção é uma possibilidade, mas para as quais os declínios ou desaparecimentos ocorreram há mais de 10 anos ou três gerações (o que for mais longo), e para as quais EOO e AOO são muito grandes para serem categorizados como CR, e/ou pelo menos dois subcritérios para CR B não são atendidos. Nesses casos, as espécies devem ser categorizadas como CR C2a(i), CR C2a(ii) e/ou CR D, o que parecer mais plausível. Tal avaliação, portanto, implica em um tamanho populacional estimado de menos de 250 indivíduos maduros (para C2) ou 50 indivíduos maduros (para D). Embora seja impossível saber se tal suposição está correta, é razoável para uma espécie que poderia estar extinta.

11.3 Categorizando táxons como EX ou CR (PE)

A extinção de um táxon costuma ser difícil de confirmar, mas há custos associados à categorização incorreta (listar um táxon existente como EX ou deixar de listar um táxon extinto como EX), bem como benefícios por fazer a categorização correta. Esta seção descreve uma abordagem para tornar essas listagens o mais consistentes possível, quantificando quão "exaustivos" foram os levantamentos para o táxon, aspecto chave da definição de Extinto. A abordagem envolve dois modelos (o Modelo de Ameaças e o Modelo de Registros e Pesquisas) que calculam a probabilidade de que um táxon esteja extinto, $P(E)$, e compara essa probabilidade aos limites que foram determinados com base em uma estrutura de custo-benefício (Akçakaya *et al.* 2017). As seções a seguir descrevem esses dois modelos, seus parâmetros e recomendações para interpretar seus resultados. Nestas seções, tudo o que é mencionado sobre EX também se aplica a EW, e tudo que é mencionado sobre CR(PE) também se aplica a CR(PEW).

Para usar os modelos descritos aqui, baixe a planilha de dados **EX_data.xlsx**, as instruções **EX_instructions.pdf**, e o script do R **RecordsSurveysModel.R**, que estão disponíveis em <https://www.IUCNredlist.org/resources/ex-probability>.

Os avaliadores podem usar outras abordagens para estimar $P(E)$, desde que tais abordagens alternativas incorporem os fatores e parâmetros sobre ameaças, registros e buscas discutidos abaixo e, portanto, quantificam até que ponto as pesquisas foram exaustivas.

11.3.1 O Modelo de Ameaças

O modelo de ameaças (Keith *et al.* 2017) estima a probabilidade de que o táxon esteja extinto, $P(E)$, com base em informações qualitativas e, quando disponíveis, quantitativas sobre a gravidade, duração e escopo das ameaças e sua interação com as características da história de vida que determinam a suscetibilidade da espécie a essas ameaças.

Para usar esse modelo, estime duas probabilidades subjetivas, com base no conhecimento dos especialistas sobre as ameaças enfrentadas pela espécie:

1. $P(\text{local})$, a probabilidade de que a combinação de ameaças que afetam a espécie tenha ocorrido por um tempo suficiente e tenha sido severa o suficiente para causar extinção local;
2. $P(\text{espacial})$, a probabilidade de que as ameaças tenham ocorrido em toda a extensão da distribuição da espécie.

Estimar $P(\text{local})$ requer que os avaliadores utilizem a história dos impactos das ameaças nas populações do táxon alvo. Uma observação histórica relevante, por exemplo, seria que o táxon desapareceu de uma área logo após a introdução de um predador exótico invasor. Também valem exemplos em que as ameaças fizeram com que táxons ecologicamente semelhantes ou filogeneticamente próximos se tornassem extintos em um determinado local. Inferências sobre quais táxons são "ecologicamente semelhantes ou relacionados" podem ser baseadas na história de vida (por exemplo, estrutura do ciclo de vida, dependência de hospedeiros, tamanho do corpo, dieta), ecologia de habitat (por exemplo, tipo de micro-habitat, sítios de reprodução) e/ou filogenia.

Estimar $P(\text{espacial})$ exige que os avaliadores avaliem dois componentes: (i) a probabilidade de que as ameaças (com severidade e duração suficientes para causar extinção local) ocorreram em toda a distribuição do táxon (ou seja, distribuição de habitat e/ou indivíduos, como apropriado); e (ii) a certeza com que os limites da distribuição são conhecidos. Considerações relevantes para o primeiro componente incluem se as ameaças operaram em um padrão que causou a extinção em toda a extensão do táxon. Isso pode ser influenciado pela ocorrência espacial de diferentes ameaças, dinâmica de dispersão, padrões de migração e dinâmica de fragmentos, bem como características de história de vida das espécies e fatores culturais que influenciam a suscetibilidade das espécies a ameaças (ver Keith *et al.* 2017 para uma discussão mais aprofundada). Fatores relevantes a serem considerados para o segundo componente (limites da distribuição) incluem incerteza taxonômica, confiabilidade dos registros e se o habitat potencial fora da distribuição confirmada foi adequadamente pesquisado. Essas incertezas são incorporadas às estimativas de $P(\text{espacial})$, definindo os limites superior e inferior, levando em consideração as extensões máximas e mínimas plausíveis da distribuição do táxon.

Tanto para $P(\text{local})$ quanto $P(\text{espacial})$, estime um limite inferior plausível (mínimo), um limite superior (máximo) e um valor médio (melhor estimativa). Consulte o documento de instruções para obter orientações gerais sobre como estimar essas probabilidades.

11.3.2 O Modelo de Registros e Buscas

O Modelo de Registros e Buscas (Thompson *et al.* 2017) é um modelo iterativo para estimar a probabilidade de que o táxon esteja extinto, $P(E)$, com base em uma série temporal de registros do táxon, e o tempo, abrangência e adequação de quaisquer pesquisas direcionadas destinadas a detectar o táxon depois do último registro conhecido. Um registro é qualquer evidência de que o

táxon existia em um determinado ano. As buscas podem ser dedicadas ou passivas (oportunistas), mas não obtiveram sucesso em encontrar o táxon (ou seja, as buscas não resultam em um registro). Para cada ano, insira no máximo um registro ou uma pesquisa.

Para cada registro, estime $p(ci)$, a probabilidade de que o táxon seja corretamente identificado como atualmente presente no local. Essa probabilidade depende do tipo e da qualidade da evidência, da semelhança do indivíduo registrado com os táxons com os quais poderia ser potencialmente confundido, das circunstâncias do registro e da habilidade e experiência do registrador. Antes de estimar $p(ci)$, pode ser útil criar uma tabela padrão de probabilidades para cada um dos tipos comuns de registros disponíveis para os táxons que você está avaliando, para agir como um guia e garantir a consistência, ao invés de ser prescritivo (ver o documento de instruções para um exemplo).

Para esta e qualquer outra quantificação descrita nesta seção, estime um limite inferior plausível (mínimo), um limite superior plausível (máximo) e um valor médio (melhor estimativa).

Para cada pesquisa, estime os seguintes três valores:

- (1) ε (*epsilon*), a proporção do habitat do táxon dentro de sua provável área de distribuição que foi amostrada (ou coberta por vigilância passiva). Se houver várias pesquisas dedicadas dentro de um ano em diferentes áreas da distribuição, faça apenas uma entrada, com a proporção total do habitat do táxon amostrado em todas as pesquisas.
- (2) $p(r)$, a probabilidade de que o táxon, ou evidência recente dele, teria sido registrado na área que foi pesquisada, se estivesse presente. Isso depende de aspectos da detectabilidade, incluindo tamanho do corpo, comportamento (por exemplo, padrões de atividade e movimento, timidez, tendência à fuga, fenologia, vocalização, sociabilidade), grau de crípse, abundância local e acessibilidade ou capacidade de amostragem de seu habitat e micro-habitat.
- (3) $p(i)$, a probabilidade de que o táxon, ou evidência recente dele, pudesse ter sido identificado de forma confiável na pesquisa, se tivesse sido registrado. Isso depende da verificabilidade do registro; isto é, a probabilidade de que o táxon registrado possa ser distinguido de um táxon semelhante (por exemplo, um congênere) dada a sua distinção (por exemplo, na aparência, morfologia, vocalizações, comportamento) e a habilidade de identificação dos observadores. Os avaliadores devem considerar todos os sinais de evidências recentes (por exemplo, fezes, rastro, ninhos, pelotas de coruja, lascas de madeira e cascas deixadas por pica-pau, conchas, etc.) e todos os estágios de vida no momento da pesquisa; por exemplo, a forma de vida madura pode ser altamente distinta, mas os estágios de vida juvenil/sememente/larval/dormente podem ser extremamente difíceis de distinguir de táxons semelhantes.

Para $p(r)$ e $p(i)$, pode ser útil criar uma tabela padrão de probabilidades para táxons com características diferentes dentro do grupo taxonômico que você está avaliando (ver exemplos no documento de instrução).

11.3.3 Interpretando os resultados dos modelos

Após completar a entrada de dados, siga as instruções nos arquivos mencionados acima (o arquivo de dados, o documento de instruções e o script R). Os resultados de ambos os modelos serão exibidos em um gráfico como a Figura 11.1, que inclui $P(E)$ estimada pelos dois modelos (o marcador quadrado), os limites das estimativas (as barras de erro) e as linhas que indicam os limites de $P(E)$ para considerar uma espécie CR (PE) ou EX (as linhas vermelhas). Os seguintes limites são recomendados:

$$\text{CR(PE), se } P(E) \geq 0,5 \text{ e } < 0,9$$

EX, se $P(E) \geq 0,9$

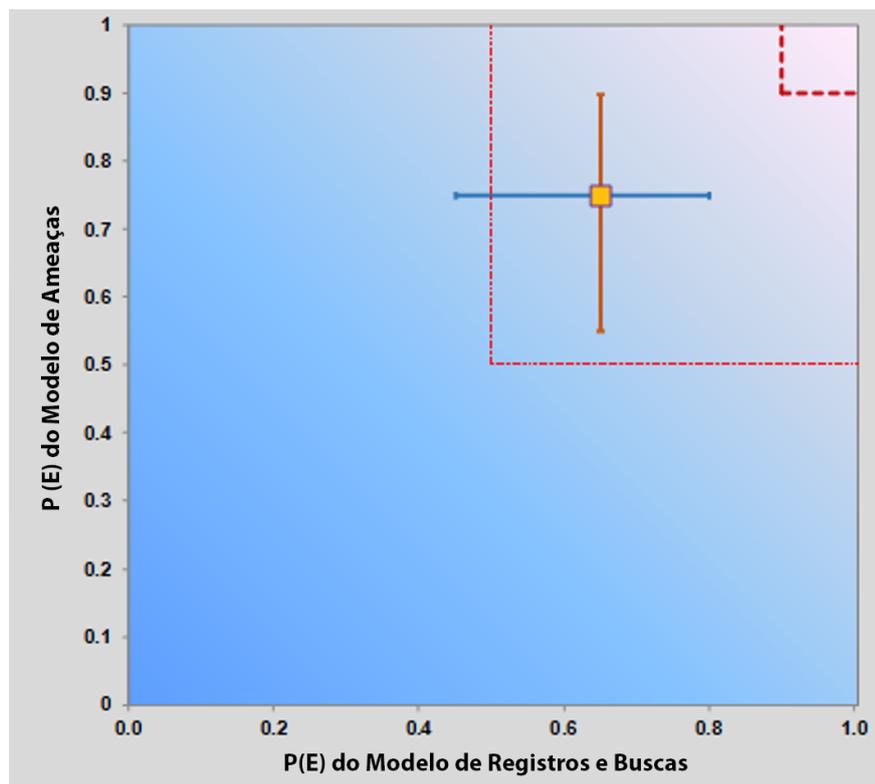


Figura 11.1. Gráfico de $P(E)$, probabilidade de extinção da espécie, com base nos dois modelos. O marcador quadrado amarelo mostra as melhores estimativas e as barras de erro mostram os limites de incerteza, com base no Modelo de Ameaças (eixo y) e no Modelo de Registros e Buscas (eixo x). As linhas vermelhas grossas indicam os limites de $P(E)$ para listar uma espécie como EX, e as linhas vermelhas finas indicam os limites para listar como CR (PE).

Os limiares recomendados são baseados em considerações dos custos de tomar a decisão errada e nos benefícios de tomar a decisão certa, e na consideração de que os custos não são os mesmos para os diferentes tipos de erros (por exemplo, listar uma espécie existente como EX versus não listar uma espécie extinta como EX). Akçakaya *et al.* (2017) apresenta uma discussão detalhada dessas considerações. Além disso, esses limites foram testados para aves (Butchart *et al.* 2018) e para um pequeno número de anfíbios e invertebrados.

No entanto, os limiares recomendados devem ser considerados como balizadores, ao invés de regras. Por exemplo, Butchart *et al.* (2018) dão exemplos de espécies para as quais a probabilidade de extinção pode ter sido subestimada por esses métodos. Isso pode acontecer pela possibilidade dos registros não serem independentes, conforme assumido no Modelo de Registros e Buscas. Um possível mecanismo de dependência entre os registros pode ocorrer se um registro conhecido publicamente puder influenciar o julgamento de observadores menos experientes ou aumentar a probabilidade de alegar novos registros.

Ao interpretar os resultados para possível categorização das espécies como CR (PE/ PEW) ou EX, os resultados de ambos os modelos, bem como seus graus de incerteza, devem ser considerados. Por exemplo, se ambos os métodos fornecem estimativas $P(E)$ com limites inferiores acima de 0,9, então há uma forte indicação de que as espécies devem ser categorizadas como EX. Por outro lado, se ambos os métodos fornecem estimativas de $P(E)$ com limites superiores abaixo de 0,5, então há forte indicação de que a espécie ainda esteja presente.

Quando os dois métodos fornecem resultados substancialmente diferentes, mas têm quantidades semelhantes de incerteza, recomendamos que a decisão seja baseada no método que fornece o valor *mais baixo* para $P(E)$. Em outras palavras, listar como EX, por exemplo, requer que ambos os métodos forneçam $P(E) > 0,9$. Isso corresponde ao "Método 1" em Butchart *et al.* (2018; ver Figura 1).

Se os dois modelos têm quantidades de incerteza substancialmente diferentes, os avaliadores podem considerar dar mais peso ao modelo com limites mais estreitos de incerteza. Tal consideração pode ser guiada pelo cálculo de uma média ponderada das duas estimativas $P(E)$, onde os pesos são o recíproco ou complemento do intervalo de incerteza (ou seja, $1/\text{intervalo}$ ou $1 - \text{intervalo}$, onde o intervalo é $P(E)_{\text{máx}} - P(E)_{\text{min}}$; consulte a planilha 'Results').

A planilha de estimativas de entrada e as probabilidades de extinção de saída calculadas por esses métodos devem ser documentadas e referenciadas (se publicadas) ou disponibilizadas (como Informações Suplementares) como parte das avaliações da Lista Vermelha para os táxons relevantes.

11.4 Calculando o número de espécies extintas e taxas de extinção

Análises que calculam o número de espécies extintas (globalmente, em uma região ou em um grupo taxonômico) ou taxas de extinção (proporção de espécies que foram extintas) devem considerar estimativas de $P(E)$, a probabilidade de que uma espécie esteja extinta. Se $P(E)$ pode ser estimada para todas as espécies, o número de espécies extintas deve ser estimado como a soma dessas probabilidades - em vez de simplesmente somar o número de espécies categorizadas como EX ou CR (PE/PEW) - de modo que a estimativa do número de espécies extintas é independente dos limiares de $P(E)$ para EX e CR (PE/PEW). Veja Akçakaya *et al.* (2017, Tabela 3) para uma demonstração desse cálculo.

Se $P(E)$ não foi calculada para algumas espécies categorizadas como EX ou CR (PE/PEW), o cálculo acima deve ser feito atribuindo um peso a cada uma dessas espécies e somando esses pesos. Os pesos devem ser a média da $P(E)$ para espécies do mesmo grupo taxonômico e com a mesma categorização, para a qual $P(E)$ foi calculada. Se não houver nenhuma (ou muito poucas) espécies no grupo para a qual $P(E)$ foi calculada, os pesos devem ser 0,95 e 0,70, para as espécies categorizadas como EX e CR (PE/PEW), respectivamente. Esses pesos são baseados no ponto médio do intervalo de $P(E)$ para cada categoria com base nos limiares recomendados (veja acima).

12. Diretrizes para Processos de Ameaça

Conforme discutido em seção anterior (2.3), os critérios visam detectar sintomas de risco, em vez de causas (ver também Mace *et al.* 2008). Portanto, eles são aplicáveis a qualquer processo de ameaça que resulte em sintomas como declínio populacional, tamanhos populacionais pequenos e pequenas distribuições geográficas. Um táxon pode ser classificado como ameaçado mesmo se um processo de ameaça não puder ser identificado. Independentemente da natureza das ameaças, as avaliações devem seguir a UICN (2001, 2012b) e essas diretrizes para garantir a aplicação válida dos critérios. No entanto, ameaças diferentes, especialmente processos novos ou mal compreendidos, como a mudança climática global, podem exigir orientação adicional na aplicação de definições e critérios.

O objetivo desta seção é fornecer essas orientações específicas. Nesta versão, enfocamos as mudanças climáticas globais; versões futuras fornecerão orientação adicional sobre como os critérios podem ser interpretados para avaliar táxons afetados por outras ameaças. É importante observar que as orientações nesta seção não são uma alternativa às seções anteriores.

Um aspecto de uma avaliação da Lista Vermelha envolve listar as principais ameaças na documentação necessária, conforme descrito em UICN (2001, 2012b; Anexo 3), usando um esquema de classificação padrão disponível em www.UICNredlist.org/technical-

[documents/classification-schemes](#). As orientações fornecidas aqui não se relacionam com este processo; em vez disso, o foco está na aplicação das categorias e critérios da Lista Vermelha.

12.1 Mudanças climáticas globais

Tem surgido a preocupação de que os Critérios da Lista Vermelha possam não ser adequados para avaliar espécies ameaçadas pelas mudanças climáticas. Isso ocorre porque muitas espécies para as quais há projeções de que sofrerão substanciais contrações de distribuição no futuro têm tempos de geração curtos. Conseqüentemente, existem preocupações de que os prazos de avaliação são muito curtos para que a população inferida diminua para acionar os critérios da Lista Vermelha da UICN, que consideram as quedas ao longo de um período de três gerações (ver seção [12.1.1](#)). No entanto, estudos recentes mostram que os critérios da Lista Vermelha da UICN podem identificar espécies vulneráveis à extinção devido às mudanças climáticas. Em um estudo envolvendo répteis e anfíbios norte-americanos, Pearson *et al.* (2014) mostraram que o risco de extinção devido às mudanças climáticas pode ser previsto por informações disponíveis agora, como a área ocupada atual e o tamanho da população, muitos dos quais são usados nos critérios da Lista Vermelha da UICN.

Stanton *et al.* (2015) definiu “tempo de alerta” como o tempo entre o momento em que uma espécie é identificada pela primeira vez como ameaçada e quando ela se extingue, assumindo que não haja nenhuma ação de conservação. Usando as mesmas espécies e projeções climáticas de Pearson *et al.* (2014), eles mostraram que os Critérios da Lista Vermelha da UICN podem identificar espécies que seriam extintas por causa das mudanças climáticas sem ação de conservação, e podem fazê-lo com décadas de tempo de alerta. Em um estudo independente, Keith *et al.* (2014) chegaram à mesma conclusão para um anfíbio australiano de ciclo de vida curto. Embora esses estudos mostrem a capacidade dos Critérios da Lista Vermelha da UICN de identificar espécies vulneráveis à extinção devido às mudanças climáticas, eles também mostram que os tempos de alerta podem ser curtos em situações de escassez de dados e se a ação de conservação for iniciada apenas quando uma espécie for listada na categoria de ameaça mais alta da UICN (Criticamente em Perigo). Portanto, há necessidade de desenvolver mais orientações para usar o sistema da Lista Vermelha da UICN, especialmente em situações de escassez de dados e para respostas políticas oportunas para explorar o tempo máximo de alerta disponível para espécies em trajetórias de extinção em resposta às mudanças no clima. À medida que novas pesquisas aumentam a compreensão dos impactos das mudanças climáticas nas espécies, os resultados serão usados para aprimorar essas diretrizes. Abaixo, são fornecidas orientações sobre uma série de questões relevantes, com base em pesquisas disponíveis em 2015.

12.1.1 Horizonte temporal

Uma questão importante na aplicação dos critérios em espécies impactadas pelas mudanças climáticas diz respeito aos horizontes de tempo nos quais são feitas as avaliações.

Os horizontes de tempo usados nos critérios servem a vários propósitos. Primeiro, o tempo de geração é usado como substituto para as taxas de reposição dentro das populações e como um fator de escala biologicamente relevante que corrige a variação nas taxas nas quais diferentes táxons sobrevivem e se reproduzem. Em segundo lugar, o horizonte de tempo é definido como um mínimo de 10 anos porque medir mudanças em períodos mais curtos é difícil e não reflete escalas de tempo para intervenções humanas. Terceiro, o horizonte de tempo é definido para um máximo de 100 anos no futuro, por conta das incertezas na previsão do tamanho da população para intervalos de muito tempo além dos dias atuais (Mace *et al.* 2008).

Projeta-se que o clima global continuará mudando por vários séculos (IPCC 2013; Capítulo 12). Os efeitos nos sistemas biológicos certamente continuarão por muito tempo. Assim, para muitas

espécies, especialmente aquelas de vida curta, as avaliações da Lista Vermelha são baseadas em horizontes de tempo muito mais curtos do que os longos períodos durante os quais agora esperamos que o clima do mundo e seus efeitos sobre as espécies mudem. Isso por si só pode não tornar a mudança climática fundamentalmente diferente: outras ameaças, como a perda de habitat, também podem continuar por muito tempo.

No entanto, a natureza da mudança nos sistemas biológicos causada pela mudança climática é considerada diferente das mudanças causadas por outras ameaças. Thuiller *et al.* (2005), por exemplo, argumentam que "as escalas de tempo reconhecidas para atribuição de categorias da Lista Vermelha da UICN não são adequadas para avaliar as consequências de ameaças de ação lenta e persistente", sugerindo que os impactos da mudança climática projetados são de uma natureza mais determinística do que outras ameaças. Além disso, parte do impacto relacionado às mudanças climáticas é irreversível (já desencadeado) devido à defasagem entre as emissões de gases de efeito estufa e as mudanças climáticas (e subsequente mudança biológica).

Embora eventos estocásticos (incêndios catastróficos, eventos ENSO etc.) que contribuem para o risco de extinção de populações operem claramente em escalas de tempo diferentes das mudanças climáticas, existem outros processos que também são de ação lenta e persistentes. Por exemplo, é discutível se ameaças como a perda e fragmentação de habitat são menos persistentes ou mais incertas do que as mudanças climáticas. Embora as mudanças climáticas possam ser persistentes, as previsões também são muito incertas. Por exemplo, o IPCC (2013) faz a maioria de suas previsões apenas até 2100 porque os modelos climáticos gerais tendem a produzir resultados muito diferentes para o final do século 21.

Os critérios reconhecem que algumas ameaças podem ser irreversíveis (conforme explicitamente observado no critério A). Por exemplo, em muitos casos, a perda de habitat causada pela expansão urbana não é reversível. Várias ameaças podem envolver defasagens de tempo semelhantes aos das mudanças climáticas. Por exemplo, as populações humanas têm uma inércia e, portanto, muitas vezes há um intervalo entre uma mudança na taxa de crescimento da população humana e as mudanças resultantes nas pressões humanas sobre os sistemas naturais.

Assim, a avaliação de espécies com tempo de geração curto não é fundamentalmente diferente sob mudanças climáticas e sob as demais ameaças. Embora as espécies de ciclo curto afetadas pela mudança climática em geral não possam ser consideradas sob ameaça no critério A, elas poderão estar sob ameaça de acordo com outros critérios (provavelmente nos critérios B ou C), pois suas distribuições e populações mudam em resposta às mudanças climáticas. Elas também podem ser avaliadas segundo o critério E (veja abaixo).

Em suma, muitas das questões relacionadas aos horizontes de tempo não são específicas às mudanças climáticas globais. Embora versões futuras deste documento possam fornecer mais orientações sobre esta questão, por enquanto, os horizontes para cada um dos critérios devem continuar a ser aplicados como estão atualmente especificados, independentemente do fator de ameaça, incluindo as mudanças climáticas globais.

12.1.2 Etapas sugeridas para a aplicação dos critérios diante das mudanças climáticas

Há um conjunto de desafios na aplicação dos critérios às espécies impactadas pelas mudanças climáticas globais, que resultaram em várias aplicações erradas dos critérios. Um erro comum é fazer mudanças arbitrárias nos limiares ou horizontes de tempo especificados nos Critérios da Lista Vermelha da UICN (ver Akçakaya *et al.* 2006 para exemplos e detalhes). Uma característica importante da Lista Vermelha é que as categorias de ameaças são comparáveis entre grupos

taxonômicos. Para que esta importante padronização seja mantida, é essencial que os limiares e intervalos de tempo usados nos critérios não sejam modificados (ver seção [12.1.1](#)).

Para avaliar as espécies que podem ser impactadas pelas mudanças climáticas, as seguintes etapas são recomendadas (Figura 12.1), conforme a disponibilidade de dados e informações sobre cada espécie permitirem.

1. Os avaliadores são encorajados a pensar sistematicamente nos mecanismos potenciais de impacto das mudanças climáticas nas espécies (ver seção [12.1.3](#) abaixo). A identificação de prováveis mecanismos de impacto ajudará a definir as variáveis-chave nas avaliações da Lista Vermelha sob mudanças climáticas. Esse processo de diagnóstico pode ser auxiliado pelo desenvolvimento de modelos diagramáticos.
2. Os avaliadores devem identificar, estimar ou inferir os valores de todos os parâmetros relevantes nos critérios da Lista Vermelha para os mecanismos de ameaça sob as mudanças climáticas identificados na Etapa 1. Esses parâmetros incluem "distribuição muito restrita" e "ameaças plausíveis e iminentes" (Seção [12.1.4](#)), "número de localizações condicionadas à ameaça" ([12.1.5](#)), "população severamente fragmentada" ([12.1.6](#)), "flutuações extremas" ([12.1.7](#)), "declínio continuado" ([12.1.8](#)), e "redução da população" ([12.1.8](#)). Inferências sobre tais variáveis podem levar à categorização via critérios A, B, D2 ou C2 ([Figura 12.1](#)).
3. Para incorporar impactos climáticos futuros sobre as espécies de forma mais explícita, os avaliadores são encorajados a fazer inferências sobre a magnitude da redução populacional futura (critérios A3 e A4) e se haverá o declínio continuado (critérios B e C2) devido às mudanças climáticas (ver seção [12.1.8](#)). Essas inferências podem ser auxiliadas pelo desenvolvimento de modelos de (a) habitat bioclimático ou (b) dinâmica populacional (ver seções [12.1.9](#), [12.1.10](#) e [12.1.12](#)). A identificação de mecanismos de impacto plausíveis também ajudará o desenvolvimento dos modelos. O resultado de tais modelos pode levar a categorizações nos critérios A, C1 ou E ([Figura 12.1](#)).
4. Por fim, os resultados dos modelos bioclimáticos podem ser usados para determinar a estrutura espacial dos modelos estocásticos de população, que são então usados para estimar a probabilidade de extinção para avaliação sob o critério E (discutido em detalhes na seção [12.1.11](#)). Isso permite que os avaliadores incorporem explicitamente os efeitos da fragmentação e mudanças futuras do habitat, aumentos futuros na variabilidade climática (e, portanto, em flutuações extremas) e limitações e barreiras à dispersão. Os resultados de tais modelos podem levar a categorizações nos critérios A ou E ([Figura 12.1](#)). No entanto, essa abordagem requer quantidades substanciais de informações demográficas que podem não estar disponíveis para a maior parte das espécies.

Os avaliadores devem primeiro concluir as etapas 1 e 2 e, a seguir, concluir tantas das etapas restantes quanto os dados e o conhecimento disponíveis permitirem. Nas seções seguintes discutiremos os mecanismos de impacto das mudanças climáticas, as aplicações de várias definições e critérios e o uso de diferentes tipos de modelos para estimar reduções populacionais e declínios continuados. Apesar de critérios específicos serem discutidos nesta seção, isso não significa que esses sejam os únicos aplicáveis. Como acontece com qualquer outra ameaça, o táxon deve ser avaliado em relação a todos os critérios dentro do que permitem os dados disponíveis.

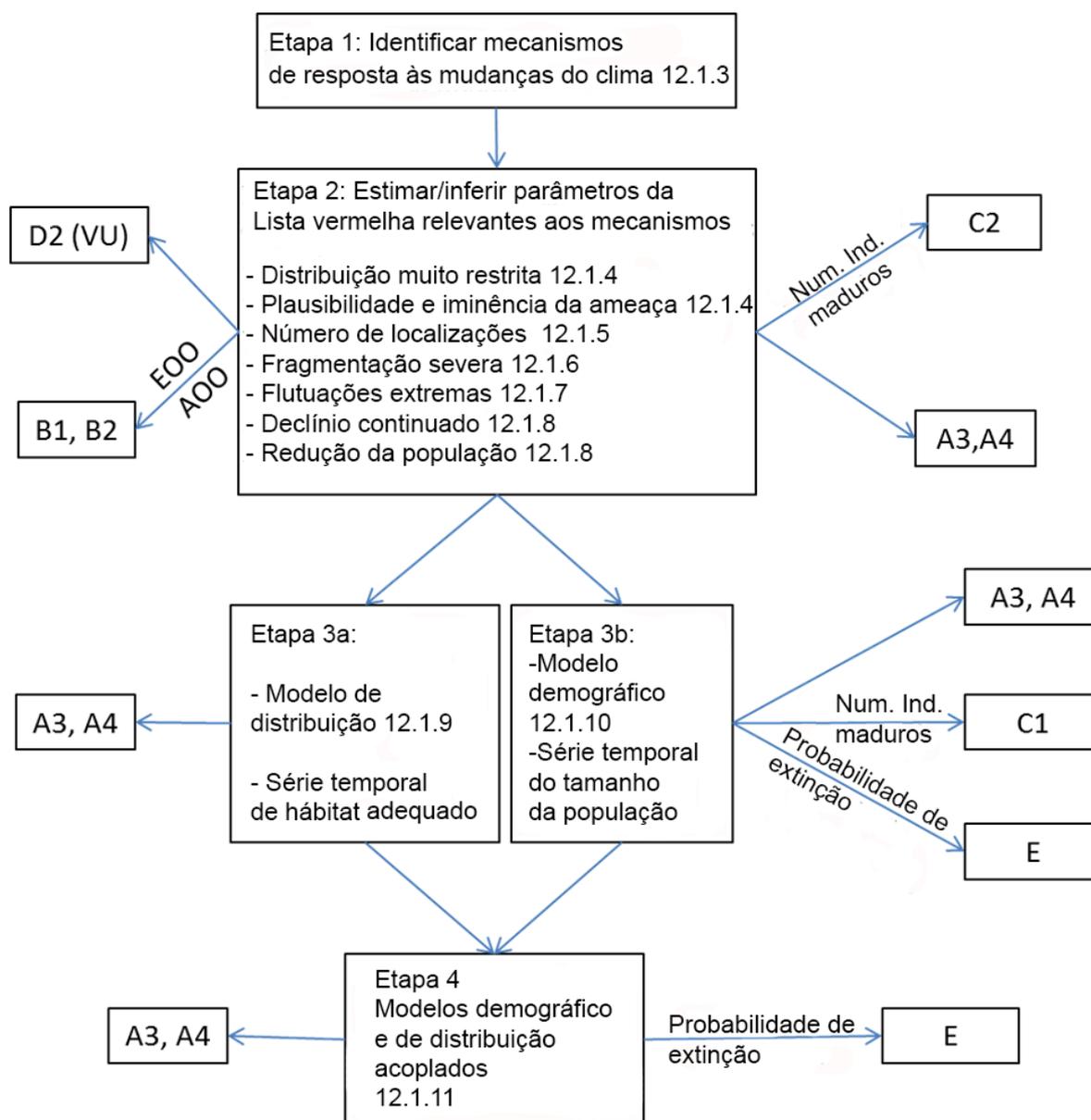


Figura 12.1. Protocolo para avaliar riscos de extinção sob mudanças climáticas usando os Critérios da Lista Vermelha da UICN (UICN 2001). As letras e números nas caixas marginais referem-se aos respectivos critérios da Lista Vermelha. Os números dentro das caixas centrais referem-se a seções relevantes destas Diretrizes. Qualquer avaliação deve abordar todas as ameaças plausíveis (não apenas mudanças climáticas) e deve também avaliar a possibilidade de categorização nos critérios A1, A2 e D1 (não mostrados).

12.1.3 Mecanismos

A mudança climática pode afetar as populações por meio de muitos mecanismos; pensar sobre como isso vai se processar para determinados táxons pode esclarecer os parâmetros e critérios relevantes para a avaliação na Lista Vermelha. Parâmetros relevantes para avaliações no âmbito das mudanças climáticas incluem "distribuição muito restrita" e "ameaças plausíveis e iminentes", "número de localizações condicionadas à ameaça", "fragmentação severa", "declínio continuado", "flutuações extremas" e "redução da população". Os critérios relevantes para os efeitos futuros das mudanças climáticas incluem A3, A4, B1, B2, C1, C2, D2 (VU) e E (Figura 12.1).

Os efeitos das mudanças climáticas nos táxons são analisados quantitativamente por meio de dois grupos principais de sintomas: mudanças na distribuição do táxon e mudanças na demografia do

táxon, que é então incluída em modelos populacionais. Embora as mudanças de distribuição tenham sido o sintoma mais estudado do declínio das espécies devido à mudança climática (Pearson *et al.* 2002), mudanças na demografia também podem levar a reduções na abundância populacional, mesmo quando há projeções de que as distribuições de espécies irão aumentar sob as mudanças climáticas. Isso ocorre porque nascimentos, mortes, emigração e imigração impulsionam a dinâmica populacional e esses são fatores demográficos não necessariamente diretamente ligados ao habitat e ao tamanho da área (Thuiller *et al.* 2014). Os fatores demográficos que podem ser afetados pelas mudanças climáticas incluem taxas vitais (por exemplo, sobrevivência, crescimento, fecundidade e dispersão), interações de espécies, fenologia, respostas populacionais à perturbação e deposição e produção de estruturas e tecidos calcários (por exemplo, em corais) (Foden *et al.* 2013). Portanto, ao considerar os declínios populacionais causados pelas mudanças climáticas, é importante considerar os principais mecanismos pelos quais isso poderá se verificar, pois isso permite detectar os critérios mais adequados para a avaliação sob essa ameaça.

Mudanças no habitat podem ocorrer sob as mudanças climáticas porque o clima é um preditivo da adequação do habitat para muitos táxons. Mudanças na precipitação e temperatura podem alterar, fragmentar, contrair ou expandir as distribuições de espécies, levando a mudanças em EOO e AOO e no grau de fragmentação. A capacidade de uma população de rastrear mudanças ou aumentos em habitats adequados dependerá de sua capacidade de dispersão (Foden *et al.* 2013). No entanto, as mudanças nas variáveis climáticas também podem expor os organismos a condições fora de sua faixa de tolerância física, resultando em sobrevivência e fecundidade reduzidas, levando a reduções no tamanho da população (Deutsch *et al.* 2008). No caso dos corais, o aumento da temperatura do oceano ou mudanças no pH podem reduzir ou inibir o desenvolvimento de tecidos calcários, reduzindo assim a sobrevivência e as taxas de crescimento. O aumento das temperaturas pode mudar as relações predador-presa, ou teias alimentares, alterando o comportamento dos organismos, alterando movimentos e tempos de exposição, com implicações potenciais para o predador e a presa, ou consumidor e recurso (Gilman *et al.* 2010). A fenologia, ou o tempo dos processos do ciclo de vida, pode mudar pela mudança climática de tal forma que surja uma incompatibilidade entre, digamos, o tempo do florescimento e a presença de polinizadores (Memmott *et al.* 2007). Mudanças na intensidade e frequência dos eventos ambientais, como incêndios, secas ou inundações, podem reduzir as populações que evoluíram sob um regime diferente (Dale *et al.* 2001). Por exemplo, as plantas que dependem de bancos de sementes para regeneração pós-fogo sofrerão declínios populacionais se a frequência de fogo aumentar, porque menos sementes serão adicionadas aos bancos de sementes entre incêndios sucessivos.

12.1.4 Distribuições muito restritas e ameaças plausíveis e iminentes (VU D2)

Táxons com distribuições muito restritas e que, por conta das mudanças climáticas, se tornam suscetíveis a uma ameaça plausível e capaz de fazer com que toda a população se torne rapidamente Criticamente em Perigo ou mesmo Extinta na Natureza, podem ser categorizados em Vulnerável segundo o critério D2. No entanto, a categorização no critério D2 só é permitida se os efeitos das mudanças climáticas forem tais que o táxon seja capaz de se tornar Criticamente Em Perigo ou Extinto em um intervalo de tempo muito curto após a manifestação dos efeitos da ameaça.

A aplicação deste critério requer apenas o conhecimento da distribuição das espécies e uma compreensão da severidade e iminência de uma ameaça plausível. Por exemplo, um organismo terrestre sésbil que é suscetível ao sal se qualificaria para categorização como VU D2 se tivesse uma distribuição muito restrita em uma faixa costeira projetada para se tornar mais exposta à água

salgada ou maresia, como resultado de aumentos do nível do mar e/ou maior frequência de ressacas. Exemplos mais detalhados são fornecidos abaixo.

Exemplo 1. Uma espécie que atualmente não atende aos limiares de área sob o critério B pode ser classificada como VU D2 se os modelos bioclimáticos (consulte a seção [12.1.12](#)) projetarem que uma retração da distribuição pode corresponder a um declínio populacional de 80% ou mais (e outras informações indicam que existem poucas localizações condicionadas à ameaça; veja acima). Nesse caso, o início do declínio pode não ocorrer logo, mas o declínio é plausível, e uma vez que começa, espera-se que cause uma redução da população num intervalo muito curto de tempo (por exemplo, dentro de uma a duas gerações ou 10 anos) para que a espécie seja classificada como CR A3c, de modo que agora atende a VU D2.

Exemplo 2. Uma espécie de coral atualmente tem área de ocupação restrita (menos de 20 km²), mas não satisfaz os limiares no critério B. Os modelos de mudança climática indicam aumentos nas temperaturas do oceano, maiores do que a variação sazonal típica, ao longo de toda a distribuição da espécie. Espera-se que esse aumento de temperatura cause o branqueamento do coral, de modo que a área de ocupação será reduzida para menos de 10 km² dentro de 10 anos após o início do branqueamento. É muito incerto quando ocorrerá o aumento da temperatura ou o início do branqueamento, mas há uma chance razoável de que isso ocorra no futuro. Assim que o branqueamento começar, a espécie deverá atingir CR B2ab em um curto espaço de tempo, então agora ela deve ser categorizada em VU D2.

Exemplo 3. Um pequeno mamífero com AOO >500 km² ocorre em uma única localização condicionada à ameaça (ver exemplo da Espécie 3 na [seção 12.1.5](#)) onde é dependente da cobertura de neve (para isolamento térmico e escape de predação durante o inverno). Espera-se que a mudança climática aumente a probabilidade de uma série de anos sem cobertura de neve ou com cobertura inadequada. Se isso ocorrer, espera-se que a espécie diminua em 80% ou mais em 1-2 gerações devido à mortalidade por exposição e predação. Embora ter vários anos sem cobertura de neve seja um evento estocástico que não pode ser previsto com exatidão, nesse caso os modelos climáticos indicam que é um evento plausível. A espécie atende a VU D2 porque esse evento plausível, uma vez que ocorra, fará com que a espécie seja listada como CR.

Exemplo 4. Uma espécie tem AOO <20 km², mas não está em declínio ou sob qualquer ameaça específica ou passando por flutuações extremas. Espera-se que as mudanças climáticas futuras afetem essa espécie, mas os efeitos devem causar declínio gradual e lento, o que não desencadeará nenhum critério para CR ou causará extinção dentro de três gerações. Portanto, essa espécie não atende a VU D2.

Exemplo 5. Uma espécie de peixe conhecida apenas em um único arquipélago oceânico, ocupa faixas de hábitat de 1 a 30 m de profundidade. Vive em pequenos recessos em encostas e paredes de recifes rochosos. Nessa região, declínios localizados, incluindo a perda completa de pelo menos uma outra espécie de peixe endêmica, ocorreram após fortes eventos de *El Niño* (ENSO – *El Niño Southern Oscillations*) que resultaram em águas rasas muito quentes e pobres em nutrientes por longos períodos. A frequência e a duração dos eventos ENSO nessa região parecem estar aumentando. Dada a distribuição restrita da espécie e seu habitat especializado em águas rasas, mudanças ambientais oceanográficas associadas a eventos futuros do ENSO, podem causar a extinção dessa espécie em um curto intervalo de tempo (como já aconteceu para uma espécie semelhante). Assim, atende VU D2.

12.1.5 Definição de "Localização condicionada à ameaça" sob mudança climática (B1, B2, D2)

Usar o número de localizações condicionadas à ameaça nas avaliações da Lista Vermelha requer que sejam identificadas as ameaças mais sérias plausíveis (ver [seção 12.1.3](#)). Em alguns casos, a ameaça mais séria plausível será a mudança climática, mas pode não ser correto supor que as espécies ameaçadas pela mudança climática ocupem uma só localização condicionada à ameaça. Em geral, não é possível identificar a mudança climática como a principal ameaça (para fins de definição de localizações condicionadas à ameaça) sem saber algo sobre como os efeitos da mudança climática provavelmente se manifestarão por meio das causas próximas ou ameaças diretas. Para a maioria das espécies suscetíveis à mudança climática, ela em si (por exemplo, aumento da temperatura ou mudanças na precipitação) não é a ameaça direta. Em vez disso, o processo pelo qual se espera que as mudanças climáticas afetem as espécies envolve uma grande variedade de ameaças ou causas subsequentes - como mudanças na frequência de incêndios, hidrologia, interações de espécies, adequação de habitat, doenças - que afetam as taxas vitais das espécies (essas causas subsequentes podem ser inferidas usando o conhecimento da ecologia das espécies e mudanças previstas nas variáveis climáticas relevantes). Assim, mesmo quando a causa final do risco sejam as mudanças climáticas, as localizações condicionadas à ameaça ocupadas por uma espécie devem ser definidas (e contadas) em termos dessas ameaças diretas. A mudança climática só deve ser usada para definir o número de localizações condicionadas à ameaça quando é a ameaça direta (por exemplo, onde as taxas de sobrevivência são reduzidas pelo estresse térmico e são provavelmente a principal causa direta do declínio da população ou quando o habitat adequado é reduzido devido a mudanças na temperatura e precipitação).

Em alguns casos, a mudança climática pode ameaçar diferentes partes da distribuição de uma espécie por meio de diferentes fatores subsequentes, ou não afetar algumas partes (por exemplo, parte da distribuição pode estar se expandindo). Nesses casos, as ameaças plausíveis mais sérias devem ser usadas para definir localizações condicionadas à ameaça em diferentes partes da área de distribuição de espécies de acordo com a [seção 4.11](#) (opções a – d).

Exemplos de estimativas do número de localizações condicionadas à ameaça para espécies suscetíveis às mudanças climáticas:

A espécie 1 está restrita a uma única zona climática afetada por fortes tempestades que causam episódios de alta mortalidade. Prevê-se que a frequência de tempestades severas na região aumente em pelo menos 20% nos próximos 100 anos. É improvável que uma única tempestade severa afete toda a distribuição da espécie, mas duas tempestades severas podem cobrir toda a extensão. A espécie é corretamente estimada em ocorrer em duas localizações condicionadas à ameaça com base em tempestades severas como a ameaça imediata (o número mínimo de tempestades independentes que podem afetar toda a sua extensão). Seria incorreto interpretar as espécies como ocupando uma única localização condicionada à ameaça com base na única zona climática ocupada na qual se projeta que a frequência de fortes tempestades irá aumentar.

A espécie 2 está restrita a três áreas úmidas costeiras de água doce potencialmente afetadas pela incursão de água salgada associada ao aumento do nível do mar. Duas das áreas úmidas ocorrem na mesma planície de inundação, uma em um local baixo, 0,5 metros acima do nível do mar, e outra situada na planície de inundação superior, cinco metros acima do nível do mar. A terceira zona úmida também ocorre a cinco metros acima do nível do mar, mas em outra região onde há uma grande amplitude entre marés. Prevê-se que o nível do mar suba, em média, 1,0 metro até o ano 2100. As terras úmidas baixas certamente serão afetadas pelo aumento do nível do mar. É muito improvável que a área úmida mais elevada seja afetada pelo aumento do nível do mar. A terceira zona úmida pode ser afetada por uma incursão de água salgada durante as marés extremas sob o clima futuro projetado, mas isso é incerto. A incursão de água salgada é a ameaça plausível

mais séria no local de baixa altitude (primeiro) e no local distante (terceiro) sob alta amplitude entre marés. Esses dois locais podem ser interpretados como uma única localização condicionada à ameaça se ambos forem ameaçados pela mesma elevação regional do nível do mar. No entanto, se a elevação do nível do mar pudesse levar a resultados diferentes nos dois locais, eles poderiam ser interpretados como duas localizações condicionadas à ameaça separadas. Por exemplo, a mesma quantidade de aumento do nível do mar pode inundar a primeira área úmida, mas apenas esporadicamente afetar a terceira área úmida, causando diferentes tipos de impactos nas duas áreas (perda total de habitat em uma e redução populacional temporária na outra). Se a independência dos resultados da ameaça nas duas zonas úmidas for incerta, uma estimativa limitada de [1-2] localizações condicionadas à ameaça é apropriada (consulte a seção 3). É muito improvável que a segunda área seja afetada pelo aumento do nível do mar e, portanto, a ameaça mais séria plausível para essa área úmida não é a elevação do nível do mar. Se essa área estiver sujeita a outras ameaças, a mais séria plausível determinará quantas localizações condicionadas à ameaça estão representadas ali. Por exemplo, se toda a zona úmida está ameaçada por escoamento de esgoto, então deve ser contada como uma única localização condicionada à ameaça e o número total de localizações condicionadas à ameaça para a espécie é [2-3]. Alternativamente, se a segunda zona úmida não estiver ameaçada, então o número de subpopulações naquele local pode ser usado como um *proxy* ou o número de localizações condicionadas à ameaça pode não ser aplicável para a avaliação da espécie (ou seja, os subcritérios para o número de localizações condicionadas à ameaça não podem ser cumpridos, consulte a [seção 4.11](#)).

A espécie 3 está restrita às maiores altitudes de duas cadeias de montanhas separadas por uma planície de 100 km. As duas cadeias de montanhas têm uma cobertura de neve sazonal de inverno que se estende acima de um limite altitudinal semelhante (1.800 m acima do nível do mar), embora os picos de suas montanhas estejam em elevações diferentes. A cobertura de neve sazonal afeta o sucesso da reprodução, fornecendo isolamento durante os invernos frios. A extensão da cobertura de neve deve diminuir de forma estocástica nos próximos 30 anos. A ameaça plausível mais séria é o risco de um ano em que haja muito pouca ou nenhuma cobertura de neve no inverno, gerando episódio de mortalidade muito elevada na população da espécie. A chance de isso ocorrer no mesmo ano em ambas as cadeias de montanhas é de cerca de 30%, com base na correlação da extensão mínima de neve nos anos anteriores. Apesar de sua separação geográfica, as duas cadeias de montanhas são interpretadas como uma única localização condicionada à ameaça para a espécie porque podem ser afetadas pelo mesmo evento de ‘baixa cobertura de neve’.

12.1.6 Fragmentação severa (B1, B2 e C2)

Se um táxon não estiver severamente fragmentado no presente (ver [seção 4.8](#)), isso não pode ser usado para atender aos subcritérios de fragmentação severa (por exemplo, critério B1a), mesmo se houver evidências que permitam inferir fragmentação severa em climas futuros. No entanto, a fragmentação futura projetada pode ser usada para inferir o declínio continuado, se certas condições forem atendidas. O declínio continuado é um declínio recente, atual ou futuro projetado (ver [seção 4.6](#)). A fragmentação severa pode para algumas espécies levar à extinção local de subpopulações que habitam os menores fragmentos de habitat. Se a densidade populacional e a distribuição projetada de fragmentos justificam uma previsão de aumento da taxa de extinções locais no futuro próximo, isso pode ser usado para inferir o declínio futuro continuado no tamanho da população.

As mesmas condições podem também permitir inferir declínio da população sob o critério A3, mas isso requer uma previsão quantitativa. Suponha que um modelo bioclimático (consulte a seção [12.1.12](#)) preveja que a EOO de um táxon diminuirá em 20% nas próximas três gerações devido às mudanças climáticas. Assumindo que a redução da população será pelo menos tão grande quanto a redução da EOO (mas veja a seção [12.1.8](#)), podemos inferir uma redução da

população de 20%, mas que não alcançaria o limiar de VU para A3. No entanto, suponha que um modelo dinâmico de população preveja que populações menores que um certo limiar de tamanho têm 50% de risco de extinção. Se o modelo bioclimático também prevê que 40% da população estará em fragmentos que sustentam populações abaixo desse tamanho crítico, então podemos inferir que a população sofrerá uma redução adicional de 20% devido ao aumento da extinção local de populações pequenas. Combinado com a redução de 20% devido à contração da distribuição, esse resultado pode ser usado para inferir uma redução total de 40% da população, listando a espécie como VU A3.

12.1.7 Flutuações extremas (B1, B2 e C2)

Uma das previsões de muitos modelos climáticos é um aumento na frequência de eventos climáticos extremos (como secas, ondas de calor etc.). Isso pode aumentar as flutuações populacionais a níveis extremos (ver [seção 4.7](#)). Se um táxon não está experimentando flutuações extremas, mas está previsto que as experimentará no futuro como resultado da mudança climática, essa previsão não pode ser usada para atender aos subcritérios de flutuação extrema (por exemplo, B1c). No entanto, um aumento futuro projetado nas flutuações populacionais pode ser usado para inferir declínio continuado, se certas condições forem satisfeitas. O declínio continuado é um declínio recente, atual ou projetado no futuro (consulte a [seção 4.6](#)). Para algumas espécies, flutuações extremas podem levar a um aumento na taxa de extinções locais de subpopulações (especialmente se combinadas com fragmentação severa; veja acima). Se o tamanho da população e o aumento projetado nas flutuações justificarem uma previsão de aumento da taxa de extinções locais no futuro próximo, isso pode ser usado para inferir o declínio continuado futuro no tamanho da população.

Uma previsão de flutuações extremas no futuro também pode contribuir para uma categorização em VU D2 se as extinções locais projetadas puderem fazer com que a espécie avaliada atinja os limiares dos critérios para CR em um intervalo muito curto de tempo (veja acima).

12.1.8 Inferindo redução populacional e declínio continuado (A3, A4, B1, B2, C2)

Os critérios A3 e A4 podem ser aplicados se uma redução da população de uma determinada magnitude puder ser inferida a partir de evidências relevantes. A menos que existam modelos quantitativos que permitam projeções de habitat adequado ou tamanho da população em climas futuros, a base de evidências será indireta ou circunstancial ([seção 3.1](#)). Por exemplo, se houver evidência de uma forte relação entre temperatura e sobrevivência ou temperatura e sucesso reprodutivo, e houver projeções de temperaturas futuras que sugerem que elas deverão subir rápido o suficiente para reduzir o número de indivíduos maduros em pelo menos 30% nos próximos 10 anos ou três gerações, o que for mais longo, então essa informação pode ser usada para aplicar o critério A3. Raciocínios semelhantes podem servir para inferir a direção das tendências no número de indivíduos maduros, que podem embasar inferências sobre declínios continuados nos critérios B1, B2 e C2.

12.1.9 Inferindo reduções via modelos bioclimáticos (A3, A4)

Modelos de envelope bioclimático (ou modelos bioclimáticos) são frequentemente usados para prever mudanças na distribuição de um táxon, conforme definido por variáveis climáticas. Esses modelos também são conhecidos como modelos de distribuição de espécies (SDM) ou modelos de nicho ecológico (ENM) que usam variáveis climáticas como preditivas (consulte a [seção 12.1.12](#) para obter orientação detalhada sobre o desenvolvimento desses modelos). Os resultados dos modelos de envelope bioclimático serão uma série de mapas de adequação de habitat. Para inferir a redução da população (para uso nos critérios A3 ou A4) a partir desses mapas, é necessário calcular o tamanho da população esperado a partir do mapa atual e do mapa para o

intervalo de tempo que corresponde a três gerações no futuro. Se os dados climáticos não estiverem disponíveis para o ano que corresponde a três gerações no futuro, eles devem ser criados por interpolação das camadas disponíveis.

Mesmo se o tamanho atual da população do táxon for conhecido, o mesmo método de estimativa deve ser usado para os mapas "atual" e "futuro". Isso ocorre porque a medida de interesse é a mudança proporcional no tamanho da população, e usar os mesmos métodos remove alguns dos efeitos das suposições envolvidas na conversão de adequabilidade de habitat (*Habitat Suitability*, HS) para o tamanho da população.

A relação entre a redução da população e a perda de habitat nem sempre é linear (ver [seção 5.8](#)). No entanto, na ausência de informações mais específicas, é uma suposição aceitável. Com essa suposição, a conversão da adequabilidade do habitat para o tamanho da população envolverá a soma de todos os valores de HS em cada mapa e o cálculo da mudança proporcional em três gerações. Uma correção importante para esse cálculo é usar um valor limite de HS, para excluir do cálculo quaisquer áreas que provavelmente não sustentam uma população devido à baixa adequabilidade. Outra correção que deve ser feita é excluir manchas que são muito pequenas para suportar uma subpopulação viável (por causa da estocasticidade demográfica ou efeitos *Allee*), ou muito isoladas para serem colonizadas por dispersores a partir de manchas ocupadas. Observe que essas correções requerem informações específicas da espécie e devem ser feitas separadamente para cada táxon.

Para espécies com baixa capacidade de dispersão, é importante examinar a sobreposição entre mapas de habitat sucessivos, projetados em intervalos de uma geração. O grau de sobreposição entre cada par sucessivo de mapas de habitat determina a relação entre a perda de habitat e a redução da população. Se houver pouca sobreposição, a redução da população provavelmente será maior do que a perda de habitat projetada.

Outros tipos de análises correlativas de tamanho ou densidade populacional em função de fatores ambientais também podem ser usados para inferir reduções populacionais. Por exemplo, a avaliação de 2015 do Urso Polar (*Ursus maritimus*) usou relações estatísticas entre o gelo do mar e o tamanho da população, combinado com a redução futura projetada do gelo do mar, para calcular o intervalo de valores plausíveis de redução populacional em três gerações futuras (Wiig *et al.* 2015).

A mudança projetada no habitat também pode ser usada para inferir o declínio continuado na qualidade do habitat (por exemplo, critério B1b(iii)).

12.1.10 Inferindo reduções via mudanças demográficas

Conforme observado na seção [12.1.3](#), as mudanças climáticas podem levar a reduções populacionais ou declínios continuados por meio de uma série de mecanismos demográficos. Entendê-los pode ajudar a projetar a direção e a taxa de resposta da população. As ferramentas utilizadas para informar essas projeções dependerão do mecanismo de resposta. Nesta seção, revisamos brevemente os principais mecanismos, alertamos os avaliadores sobre os meios apropriados de inferência e sugerimos ferramentas adequadas para informar a projeção.

Alguns mecanismos baseiam-se em uma relação ecofisiológica direta entre uma variável climática e uma ou mais taxas vitais da população. Por exemplo, em alguns táxons existem relações quantificadas entre fecundidade e variáveis particulares de temperatura para as quais as projeções podem ser derivadas dos resultados dos Modelos de Circulação Global (por exemplo, Kearney e Porter 2009). Outras taxas vitais, incluindo sobrevivência, crescimento e dispersão, podem ser

afetadas. Uma gama de cenários plausíveis pode ser construída a partir da incerteza tanto na resposta das espécies quanto na projeção do clima, permitindo estimar limites plausíveis de redução populacional. Esse método de projeção geralmente envolve algumas suposições sobre as taxas de adaptação às novas condições ambientais (Hoffmann e Sgrò 2011). Em alguns casos, pode haver dados suficientes para usar modelos demográficos para essa finalidade.

Alguns mecanismos envolvem uma relação entre as taxas de calcificação e a acidez do oceano para organismos com partes do corpo calcificadas (por exemplo, corais, moluscos) (Orr *et al.* 2005). Portanto, as projeções da acidificação dos oceanos (com caracterização da incerteza nas tendências) devem permitir inferências sobre os declínios continuados (critérios B e C) e projeções de redução da população ao longo dos intervalos de tempo exigidos (critério A). Novamente, isso deve ser baseado em suposições defensáveis sobre as taxas de adaptação e deve gerar estimativas balizadas para representar a incerteza nas projeções.

Um conjunto amplo de táxons tem processos de história de vida e taxas vitais que respondem a regimes de incêndio, inundação ou tempestades e, portanto, podem sofrer reduções populacionais dependendo de como os regimes de perturbação respondem às mudanças climáticas. É possível gerar projeções para índices de mudança na frequência, intensidade e sazonalidade de tais eventos de perturbação a partir de Modelos de Circulação Global (por exemplo, Milly *et al.* 2002, Clarke *et al.* 2012, Zhao *et al.* 2015). Tais projeções, em combinação com modelos de respostas das espécies ao distúrbio, devem apoiar inferências sobre declínios continuados e estimativas balizadas de redução populacional ao longo dos prazos exigidos. Mudanças na frequência das ondas de calor e outros eventos climáticos extremos podem ser tratados de maneira semelhante, nos casos em que sejam os agentes principais de declínio.

Um quarto mecanismo de resposta às mudanças climáticas envolve mudanças nas interações entre espécies. É um desafio prever tais mudanças, mas pode ser plausível projetar a direção das mudanças, como base para inferir declínios continuados, se os mecanismos forem razoavelmente bem compreendidos. Os exemplos incluem mudanças populacionais de uma espécie-alvo, inferidas via aumentos projetados na área de sobreposição espacial entre o habitat do táxon-alvo e o de seus competidores, predadores ou vetores de doenças. Outro exemplo envolve declínios continuados inferidos da defasagem fenológica de interações mutualísticas ou de facilitação ou, inversamente, mudanças fenológicas que resultam em maior exposição a competidores, predadores ou doenças.

As estimativas quantitativas de redução da população podem ser derivadas usando modelos estocásticos de população (por exemplo, Akçakaya *et al.* 2004). A parametrização desses modelos pode ser ajustada para refletir as tendências projetadas nas taxas vitais em uma variedade de cenários climáticos futuros com base em Modelos de Circulação Global regionalmente qualificados (consulte a seção [12.1.12](#) para orientação sobre a seleção desses). Todas as aplicações de tais modelos devem justificar as configurações de parâmetros e seleção de cenários usados na projeção. Desenvolvimentos recentes permitem o acoplamento de modelos demográficos estocásticos a modelos de distribuição de espécies projetados para produzir uma série temporal de mapas de adequação de habitat em cenários climáticos futuros (por exemplo, Keith *et al.* 2008). Abordagens de modelagem alternativas estão sendo desenvolvidas para atingir objetivos semelhantes (por exemplo, Cabral *et al.* 2013). Isso não apenas permite projeções de reduções populacionais futuras para avaliação dos critérios A3 e A4, mas pode produzir estimativas de risco de extinção ao longo dos prazos exigidos para avaliação sob o critério E (ver seção [12.1.11](#)).

12.1.11 Estimativas quantitativas a partir da combinação de modelos de habitat e população (E)

Por causa de seu horizonte de tempo de 100 anos para VU (independentemente do tempo de geração), o critério E pode ser usado para listar espécies com tempos de geração curtos que são potencialmente ameaçadas pelas mudanças climáticas. No entanto, as dificuldades com o uso do critério E (ver [seção 9](#)) aumentam quando as mudanças climáticas são a principal ameaça, devido à necessidade de considerar vários tipos de mudanças estocásticas e determinísticas, causadas ou exacerbadas pela mudança climática, sobre o ambiente, a demografia e o habitat do táxon.

Novas abordagens que acoplam resultados de modelos de circulação global (GCMs ou modelos climáticos) a modelos de habitat de espécies e modelos de metapopulação podem ser usadas para estimar os riscos de extinção (Keith *et al.* 2008, Anderson *et al.* 2009, Brook *et al.* 2009, Cabral *et al.* 2013) quando dados adequados estão disponíveis para o desenvolvimento de modelos bioclimáticos (ver [seção 12.1.12](#)) e modelos populacionais (ver [seção 9](#)). Os resultados preliminares desses estudos mostraram que os riscos de extinção por mudanças climáticas estão sujeitos a dependências complexas entre a história de vida das espécies, padrões de distribuição e processos da paisagem (Keith *et al.* 2008).

É muito importante não ignorar outras ameaças que podem interagir ou substituir os impactos das mudanças climáticas ao prever a vulnerabilidade das espécies às mudanças climáticas. As abordagens que focam apenas nas mudanças climáticas podem, portanto, levar à subestimação dos riscos de extinção (Brook *et al.* 2009).

12.1.12 Usando modelos bioclimáticos

Algumas das orientações nas seções anteriores referem-se a variáveis que podem ser calculadas a partir de resultados de modelos de envelope bioclimático (ou modelos bioclimáticos). Esses modelos também são conhecidos como modelos de distribuição de espécies (*Species Distribution Models*, SDM) ou modelos de nicho ecológico (*Environmental Niche Models*, ENM) que usam variáveis climáticas como variáveis preditivas. Esta seção irá resumir as orientações metodológicas no uso desses modelos para fins de avaliações da Lista Vermelha. É importante notar que o uso desses modelos não é necessário para todas as avaliações de espécies ameaçadas pelas mudanças climáticas. Versões futuras deste documento podem incluir diretrizes para outros tipos de modelagem preditiva (como modelos eco-fisiológicos) que poderão ser úteis para avaliações da Lista Vermelha.

Modelos de envelope bioclimático têm sido amplamente aplicados para explorar os impactos potenciais das mudanças climáticas nas distribuições de espécies (para revisões deste campo, veja: Guisan e Zimmerman 2000, Guisan e Thuiller 2005, Heikkinen *et al.* 2006, Franklin 2010, Peterson *et al.* 2011; para uma introdução prática, consulte Pearson 2007). Esses modelos comumente utilizam associações entre variáveis ambientais e registros de ocorrências conhecidas de espécies para identificar as condições climáticas dentro das quais as populações podem ser mantidas. A distribuição espacial adequada para as espécies no futuro pode então ser estimada em cenários climáticos futuros. Vantagens e desvantagens desta abordagem de modelagem têm sido amplamente debatidas na literatura, e várias incertezas tornam essencial que os resultados do modelo sejam interpretados de forma cautelosa (Pearson e Dawson 2003, Hampe 2004, Araújo e Guisan 2006, Thuiller *et al.* 2008).

Modelos de envelope bioclimático podem fornecer informações úteis para a Lista Vermelha, identificando espécies com maior ou menor probabilidade de sofrerem contrações na área de seu espaço climático adequado no futuro, comparando as distribuições potenciais no futuro com as distribuições observadas atuais. As diretrizes aqui pretendem ser uma lista de questões metodológicas que devem ser cuidadosamente consideradas nas aplicações desses modelos para

avaliar espécies na Lista Vermelha face às mudanças climáticas. É importante que os métodos sejam bem justificados no contexto de qualquer estudo em particular e no que diz respeito à biologia do táxon que está sendo avaliado. As avaliações que dependem de modelos bioclimáticos serão revisadas pelo Comitê de Padrões e Petições (SPC), portanto, devem ser fornecidos detalhes suficientes para permitir que o SPC determine se o modelo segue essas diretrizes.

Os resultados dos modelos de envelope bioclimático podem ser usados de várias maneiras nas avaliações das espécies de acordo com as categorias e critérios da Lista Vermelha. Esses usos incluem inferir a redução da população sob o critério A3 e declínio continuado (ver seção [12.1.9](#)), acoplar modelos bioclimáticos e demográficos no critério E (seção [12.1.11](#)), inferir declínio continuado a partir de aumentos projetados na fragmentação (ver seção [12.1.6](#)) e projetar ameaças plausíveis para uso no critério D2 (ver seção [12.1.4](#)). Embora a interpretação dos resultados desses modelos para avaliações da Lista Vermelha se baseie em uma série de suposições, eles permitem uma solução provisória para o problema de incorporação dos impactos de longo prazo das mudanças climáticas. Uma série de abordagens alternativas de modelagem estão sendo desenvolvidas para explorar a relação entre as mudanças climáticas e o perigo de extinção das espécies (ver seção [12.1.11](#)), o que permitirá diretrizes mais abrangentes para avaliar o risco de extinção devido às mudanças climáticas.

Qualidade dos dados de ocorrência de espécies

Os modelos de envelope bioclimático se baseiam nos registros de ocorrências observadas para caracterizar os limites de tolerância das espécies aos preditores climáticos, portanto, é essencial que esses dados sejam de boa qualidade. A confiança na precisão do georreferenciamento e nas identificações de espécies dos registros de ocorrência deve ser alta. É importante que o georreferenciamento dos registros de ocorrência seja preciso em um grau que seja relevante para a resolução das variáveis ambientais (por exemplo, a precisão deve estar dentro de algumas dezenas de metros se a resolução da análise for de 1 km²). Idealmente, os registros de ocorrência devem ser associados a espécimes tombados (vouchers) e/ou devem ter sido identificados por especialistas no grupo taxonômico de interesse. Os dados extraídos de bancos de dados de livre acesso (por exemplo, GBIF, HerpNET) devem ser cuidadosamente verificados quanto à precisão, cobertura e intensidade de amostragem antes do uso.

Devem ser considerados os dados de ocorrência de toda a distribuição da espécie nas análises de modelos bioclimáticos, mesmo no caso de avaliações regionais. A exclusão de ocorrências de fora da região de interesse reduz a capacidade do modelo de estimar corretamente o "envelope climático" completo da espécie. Se, por exemplo, as condições ambientais atuais de um conjunto de pontos de ocorrência em uma área fora da região correspondem às condições projetadas para o futuro em alguma parte da região, a exclusão desses pontos do modelo diminui a capacidade do modelo de prever corretamente as áreas podem se tornar adequadas no futuro.

Seleção das variáveis ambientais preditivas

Variáveis preditivas precisam ser selecionadas cuidadosamente. É importante selecionar variáveis que devem exercer influência direta sobre as distribuições de espécies (por exemplo, temperatura mínima do mês mais frio, temperatura máxima do mês mais quente, precipitação de primavera) por meio de mecanismos ecofisiológicos conhecidos e evitar variáveis indiretas (por exemplo, altitude, heterogeneidade topográfica) (por exemplo, Guisan e Zimermann 2000). Variáveis como altitude, latitude ou longitude podem servir como substitutos úteis para as condições climáticas atuais, mas dificultam a precisão das previsões futuras, porque as relações entre essas e as variáveis climáticas podem mudar no futuro. Em particular, a inclusão da elevação no modelo provavelmente resultará na subestimação dos efeitos projetados das mudanças climáticas futuras. Frequentemente, existem várias variáveis candidatas para modelar as distribuições de espécies,

mas elas tendem a estar correlacionadas entre si. Quando for esse o caso, muitas vezes é aconselhável investigar a correlação entre elas e selecionar um número reduzido de variáveis não correlacionadas (para evitar problemas de colinearidade; Araújo e Guisan 2006). Uma abordagem possível é usar a Análise de Componentes Principais (PCA) para identificar um número reduzido de eixos significativos e, em seguida, selecionar um subconjunto de variáveis ecologicamente significativas que estão associadas a cada um dos eixos. Observe que o número de variáveis preditivas não deve exceder o número de registros de ocorrência de espécies que são usados. Como regra geral, não deve ser usada mais do que uma variável preditiva para cada cinco observações. Alguns métodos (por exemplo, Maxent, Phillips *et al.* 2006; Boosted Regression Trees, Elith *et al.* 2008) selecionam um número parcimonioso de variáveis automaticamente, caso em que a regra acima não se aplicaria. Uma razão para buscar parcimônia na seleção de variáveis é evitar o sobreajuste do modelo, aumentando assim sua generalidade.

Camadas de uso da terra

Além das variáveis climáticas preditivas, o uso atual e futuro da terra também restringe a distribuição das espécies. Isso é especialmente crucial para espécies cujo envelope bioclimático está previsto para se expandir para paisagens dominadas por humanos. Avaliações que dependem apenas de dados climáticos tendem a superestimar áreas de habitat adequado porque o clima pode ser adequado, mas a cobertura da terra pode ser inadequada (Pearson *et al.* 2004). Um mapa de uso da terra pode ser usado como uma máscara para excluir essas áreas inadequadas do habitat atual e projetado. No entanto, se o uso da terra e as variáveis climáticas podem interagir, então as variáveis de uso da terra devem ser incluídas no modelo junto com as variáveis climáticas, ao invés de usadas como uma máscara (Stanton *et al.* 2012).

Selecionando uma resolução espacial adequada

Modelos bioclimáticos foram ajustados com dados em resoluções diferentes, variando, por exemplo, de células de 1 ha na Suíça (Randin *et al.* 2009), a células de 2 graus de latitude-longitude em um nível global. Geralmente há uma compensação entre a extensão geográfica da área de estudo e a resolução dos dados: estudos em grandes áreas provavelmente usarão dados em resoluções mais grosseiras do que estudos em regiões menores. Da mesma forma, muitas vezes é necessário usar dados em resolução mais precisa ao modelar o envelope bioclimático de espécies de distribuição restrita, enquanto espécies de ampla distribuição podem ser efetivamente modeladas usando dados em resoluções mais grosseiras. Além disso, ao modelar espécies em regiões com baixa heterogeneidade espacial (por exemplo, terreno plano), os dados de resolução mais grosseiros são menos problemáticos do que quando os modelos são usados em áreas de alta heterogeneidade (por exemplo, terreno acidentado). É importante ter em mente, no entanto, que as análises em resoluções grosseiras podem não levar em conta microclimas que podem ser importantes para a persistência das espécies (Pearson *et al.* 2006, Trivedi *et al.* 2008, Randin *et al.* 2009).

Seleção de modelos

Existe um grande número de técnicas de modelagem bioclimática e foi demonstrado que a concordância entre as distribuições previstas e observadas tende a ser maior nos modelos que permitem curvas de resposta complexas (por exemplo, Elith *et al.* 2006). Há um contínuo debate sobre se modelos mais complexos são mais adequados para modelar distribuições de espécies sob mudanças climáticas (Araújo e Rahbek 2006), então é difícil neste ponto fornecer diretrizes inequívocas com relação à escolha das técnicas de modelagem. No entanto, é importante que as avaliações das mudanças na distribuição das espécies sejam baseadas em metodologias estabelecidas que foram usadas e verificadas por vários grupos de pesquisa independentes.

Avaliando a robustez das projeções do modelo

Estudos têm mostrado que as projeções de modelos alternativos podem ser tão variáveis que dificultam avaliar se as distribuições potenciais das espécies devem se contrair ou expandir para um dado cenário climático (por exemplo, Araújo *et al.* 2005, Araújo *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2006). A avaliação das tendências temporais nos tamanhos das distribuições potenciais das espécies deve, portanto, incluir uma avaliação da robustez das projeções, comparando os resultados de uma série de técnicas de modelagem bioclimática. Sugerimos que pelo menos três técnicas de modelagem sejam comparadas e sejam tão independentes quanto possível no que diz respeito a como elas vinculam a resposta e as variáveis preditivas (por exemplo, GAM e GLM são conceitualmente semelhantes e tendem a produzir resultados semelhantes). Várias estratégias podem ser adotadas nos casos em que os modelos preveem tendências conflitantes. Uma dessas estratégias é investigar a causa das discrepâncias. Normalmente, isso envolveria a investigação das curvas de resposta das espécies obtidas com cada um dos métodos, avaliando se há algum erro claro e, em seguida, selecionando as projeções pelo método que produza resultados mais razoáveis. Essa abordagem é útil para espécies com ecologias bem conhecidas, onde julgamentos de especialistas podem ser feitos e comparados com os resultados do modelo. A desvantagem da abordagem é que ela envolve julgamento subjetivo que pode produzir resultados não replicáveis. Uma estratégia alternativa é executar conjuntos de previsões usando uma série de abordagens estabelecidas e, em seguida, combinar as projeções do modelo individual por meio de consenso (para uma revisão, consulte Araújo e New 2007). A desvantagem aqui é que o conhecimento ecológico potencialmente significativo não está sendo usado.

Dados de fundo (Background)/pseudo-ausências nos dados de distribuição de espécies

Os dados de distribuição das espécies podem ser apenas presença (ou seja, registros de localidades onde a espécie foi observada) ou presença/ausência (ou seja, registros de presença e ausência da espécie nas localidades amostradas). Abordagens de modelagem distintas foram desenvolvidas para lidar com cada um desses casos. Algumas abordagens que usam dados apenas de presença também utilizam dados de fundo (background, por exemplo, Maxent, Phillips *et al.* 2006) ou de 'pseudo-ausência' (por exemplo, Elith *et al.* 2006). Nesses casos, os resultados do modelo são sensíveis à extensão da região de estudo da qual as amostras de background ou de pseudo-ausência são retiradas. Portanto, é importante selecionar uma região de estudo apropriada. Em geral, os dados de fundo e de pseudo-ausência não devem ser obtidos de áreas onde a espécie está ausente devido a fatores não climáticos, como limitação de dispersão ou competição entre espécies (porque tais registros fornecem um sinal falso-negativo que levará a caracterização mais pobre dos requisitos climáticos das espécies; Anderson e Raza 2010). Sempre que possível, a seleção da extensão da região de estudo deve, portanto, levar em consideração fatores limitantes à presença, incluindo os limites de dispersão das espécies e a distribuição dos competidores.

Capturando distribuições inteiras e evitando extrapolação de modelos

É necessário incluir registros de ocorrência de toda a distribuição da espécie, a fim de evitar curvas de resposta artificialmente truncadas ao modelar o nicho da espécie (Elith e Graham 2009, Thuiller *et al.* 2004). Por exemplo, modelos baseados em dados de apenas um país para espécies que se distribuem além de fronteiras políticas serão geralmente inaceitáveis. É possível que as curvas de resposta possam ser adequadamente caracterizadas usando parte da distribuição, desde que as localidades excluídas não representem partes do nicho representadas por outros registros de ocorrência, mas tais casos devem ser bem justificados. Deve-se ter cuidado ao extrapolar os resultados do modelo em cenários climáticos futuros (ou seja, extrapolar no espaço ambiental além da distribuição dos dados usados para construir o modelo; Pearson *et al.* 2006). A extrapolação deve ser evitada sempre que possível (por exemplo, Pearson *et al.* 2002), ou então o

comportamento do modelo (ou seja, a forma das curvas de resposta ao extrapolar) deve ser conhecido e bem justificado.

Testando modelos

Testar o desempenho dos modelos é uma etapa importante em qualquer exercício de modelagem. Vários testes foram empregados para avaliar o desempenho dos modelos de envelope bioclimático (por exemplo, AUC, Kappa, TSS; Fielding e Bell 1997), mas é importante frisar que o teste de modelos bioclimáticos permanece problemático por pelo menos três razões. Em primeiro lugar, os modelos visam prever a distribuição de climas potencialmente adequados, porém os dados contra os quais isso pode ser testado não estão disponíveis (o uso de registros de ausência de espécies é insatisfatório porque as previsões de 'presença' em áreas que são climaticamente adequadas, mas não ocupadas por conta de limitantes não climáticos, serão classificadas como 'erros' do modelo) (Peterson *et al.* 2011). Em segundo lugar, o desempenho dos modelos é geralmente inflado porque os estudos usam dados para treinar os modelos que não são independentes dos dados usados para testá-los (Araújo *et al.* 2005). Finalmente, as projeções são feitas para eventos que ainda não ocorreram, então qualquer tentativa de testar os modelos deve se concentrar no exame da consistência interna dos modelos ao invés de sua precisão preditiva (Araújo e Guisan 2006). Portanto, embora as metodologias de teste padrão sejam uma parte importante da construção de modelos, deve-se notar que a habilidade preditiva dos modelos bioclimáticos sob as mudanças climáticas permanece não testada.

Usando métricas apropriadas para medir mudanças na distribuição de espécies

Modelos bioclimáticos podem ser úteis para avaliar tendências na disponibilidade de condições climáticas adequadas para as espécies. Existem duas medidas possíveis que provavelmente serão úteis. Uma se baseia na combinação de probabilidades ou índices de adequabilidade dos modelos, e o segundo se baseia na medição da área potencial ocupada pela espécie após transformar as probabilidades (ou adequações) em estimativas de presença e ausência. Para fazer tal transformação, é necessário usar limiares (ver, por exemplo, Liu *et al.* 2005). Por exemplo, o uso do limite de presença mais baixo (por exemplo, Pearson *et al.* 2007) pode ser justificado em casos com poucos registros de ocorrência, mas o equilíbrio de sensibilidade e especificidade pode ser mais apropriado quando um número maior de registros de presença/ausência está disponível. A sensibilidade das conclusões à seleção de métodos alternativos para definir os limiares deve ser examinada. No entanto, deve-se notar que as medidas de mudança na adequabilidade do clima que são relevantes para a lista vermelha são medidas relativas (de mudança proporcional no tempo) e essas são, em princípio, robustas para métodos alternativos de definição de limiares. As áreas absolutas (de distribuição ou habitat potencial) não devem ser usadas como parte das avaliações do risco de extinção de espécies sob mudança climática porque as estimativas de mudança de modelos bioclimáticos são muito sensíveis aos limiares usados. Observe que os limiares também podem ser usados ao converter a adequação do habitat ao tamanho da população (consulte a [seção 12.1.9](#)).

Cenários de emissões futuras

Os modelos climáticos são baseados em cenários socioeconômicos. Cada um desses cenários faz suposições diferentes sobre as emissões futuras de gases de efeito estufa, uso da terra e outras agentes de mudança. Projeções futuras sobre desenvolvimento tecnológico e econômico são construídas em famílias de "linhas históricas", cada uma delas descrevendo caminhos alternativos para o futuro, pois não há base teórica para previsões socioeconômicas de longo prazo. O Quinto Relatório de Avaliação do IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Assessment Report 5, AR5) projetou mudanças no sistema climático usando um conjunto de cenários chamado Vias de Concentração Representativas (Representative Concentration Pathways, RCPs). A fim de levar

em conta a incerteza nas previsões de mudanças climáticas futuras, os estudos devem explorar uma gama de cenários plausíveis de mudanças climáticas (por exemplo, os cenários RCP8.5 e RCP4.5 no IPCC 2013), e quanto mais ampla a gama de cenários, melhor. O conjunto de cenários selecionados deve ser justificado. Além disso, como os cenários de emissão são revisados periodicamente, as avaliações da Lista Vermelha com base neles devem também ser revisadas.

13. Referências

- 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.
- Akçakaya, H.R., Keith, D.A., Burgman, M., Butchart, S.H.M., Hoffmann, M., Regan, H.M., Harrison, I., and Boakes, E. 2017. Inferring extinctions III: A cost-benefit framework for listing extinct species. *Biological Conservation* 214: 336–342.
- Akçakaya, H.R., Hochkirch, A., Bried, J.T., van Grunsven, R.H.A., Simaika, J.P., De Knijf, G. and Henriques, S. 2021. Calculating population reductions of invertebrate species for IUCN Red List assessments. *Journal of Insect Conservation* 25: 377–382.
- 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.
- Bird, J.P., Martin, R., Akçakaya, H.R., Gilroy, J., Burfield, I.J., Garnett, S.T., Symes, A., Taylor, J., Şekercioğlu, Ç.H. and Butchart, S.H.M. 2020. Generation lengths of the world's birds and their implications for extinction risk. *Conservation Biology* 34: 1252–1261.

- 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.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L., Akçakaya, H.R., Buchanan, G.M., Butchart, S.H.M., Foden, W., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, C.N., Joppa, L., Li, B.V., Menon, V., Ocampo-Peñuela, N. and Rondinini, C. 2019. Utility of Area of Habitat for the IUCN Red List. *Trends in Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.06.009>.
- 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.
- Butchart, S.H.M., Lowe, S., Martin, R.W., Symes, A., Westrip, J.R.S. and Wheatley, H. 2018. Which bird species have gone extinct? A novel quantitative classification approach. *Biological Conservation* 227: 9–18.
- 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.

- DeAngelis, D.L. and Diaz, S.G. 2019. Decision-making in agent-based modeling: a current review and future prospectus. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6: DOI: 10.3389/fevo.2018.00237.
- 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., Şekercioğlu, 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.
- 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 Váda, 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
- IUCN. 2021. *IUCN Green Status of Species: A global standard for measuring species recovery and assessing conservation impact*. Version 2.0. Gland, Switzerland: IUCN. Available at <https://www.iucnredlist.org/resources/green-status-assessment-materials>
- 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.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.
- 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., Butchart, S.H.M., Regan, H.M., Harrison, I., Akçakaya, H.R., Solow, A.R. and Burgman, M.A. 2017. Inferring extinctions I: A structured method using information on threats. *Biological Conservation* 214: 320–327.
- Keith, D.A., Akçakaya, H.R. and Murray, N.J. 2018. Scaling range sizes to threats for robust predictions of risks to biodiversity. *Conservation Biology* 32: 322–332. <https://doi.org/10.1111/cobi.12988>.
- 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.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J., Pollock, K.H., Bailey, L.L. and Hines, J. 2017. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Second Edition. Academic Press.
- 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., Grottole 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.
- Porszt, E.J., Peterman, R.M., Dulvy, N.K., Cooper, A.B. and Irvine, J.R. 2012. Reliability of indicators of decline in abundance. *Conservation Biology* 26: 894–904.
- 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 Watson, R. 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.
- Thompson, C.J., Koshkina, V., Burgman, M.A., Butchart, S.H.M. and Stone, L. 2017. Inferring extinctions II: a practical, iterative model based on records and surveys. *Biological Conservation* 214: 328–335.
- 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>
- Wilhelm, S.I., Rail, J.-F., Regular, P.M., Gjerdrum, C. and Robertson, G.J. 2016. Large-scale changes in abundance of breeding Herring Gulls (*Larus argentatus*) and Great Black-Backed Gulls (*Larus marinus*) relative to reduced fishing activities in southeastern Canada. *Waterbirds* 39: 136–142, 137.
- Zimmermann, N.E., Zurell, D. and Schurr, F.M. 2014. Does probability of occurrence relate to population dynamics? *Ecography* 37(12): 1155–1166.

14. Apêndice: Resumo das Mudanças nas Diretrizes

Mudanças na versão 15.1 (Julho de 2022)

[Seção 3.2.3](#): Pequena correção ao texto "Uma atitude de precaução (ou seja, baixa tolerância ao risco) classificará um taxon como ameaçado, a menos que seja altamente provável que não esteja ameaçado..." (a palavra "provável" substitui "improvável")

[Seções 5](#) e [5.4](#): Texto alterado para esclarecer que para o critério A "reversível" se refere à redução e "compreendido" e "cessado" se refere às causas da redução.

Mudanças na versão 15 (Janeiro de 2022)

[Seção 3.1](#): Esclarecimento sobre as categorias de qualidade dos dados.

[Seção 4.5.4](#): Enfatizando que é incorreto calcular uma média simples (não ponderada) dos valores de redução em 3 gerações de diferentes subpopulações.

Nova seção [4.5.6](#) sobre como diferenciar flutuações de redução.

[Seção 4.8](#): Esclarecimento de fragmentação de habitat versus fragmentação da população.

[Seção 4.11](#): Esclarecimentos adicionais sobre a definição de Localização condicionada à ameaça.

[Seção 5](#): Discussão das razões para escalonar as reduções com o tempo de geração e para calcular a redução em 3 ao invés de menos gerações.

[Seção 10.1](#): Usando diretrizes de incertezas para NT.

[Seção 10.1](#): Descontinuação do NT para espécies dependentes de conservação (também deletado da [Seção 5.4](#)).

[Seções 11.1](#) e [11.3](#): Enfatizando a importância e maiores orientações sobre o conceito de "pesquisas exaustivas".

Mudanças na versão 14 (julho de 2019)

[Seção 4.11](#): Esclarecimento sobre "rapidamente" na definição de localização condicionada à ameaça.

[Seção 11](#): Novas diretrizes para categorizar táxons como EX ou CR(PE) (ou como EW ou CR(PEW)).

[Seção 11.1](#): Uso de EW para táxons de plantas ou fungos representados por propágulos viáveis em instalações de armazenamento.

Mudanças na versão 13 (março de 2017)

[Seção 2.3](#): Explicação adicional sobre a lógica do uso da categoria de ameaça mais alta.

Nova [Seção 2.3.1](#) sobre os limiares quantitativos.

[Seção 4.3.1](#). Esclarecimento sobre "reprodução" e razão sexual enviesada.

[Seção 4.4](#). Média do tempo de geração de todos os indivíduos; novo parágrafo sobre definição de "idade".

[Seção 4.6](#). Documentando a localização condicionada à ameaça dos declínios em relação à distribuição da espécie.

[Seções 4.10](#), [4.10.1](#), [4.10.3](#) Edições extensas para esclarecer questões de escala na estimativa de AOO.

[Seção 4.10.7](#). Esclarecimento sobre o escalonamento da área estimada de habitat ocupado derivado de mapas de habitat para o cálculo de AOO e EOO.

Nova [Seção 4.10.8](#) sobre o efeito do esforço amostral e da detectabilidade sobre estimativas de AOO.

Nova [Seção 4.10.9](#) sobre a complementaridade entre AOO, EOO e número de localizações condicionadas à ameaça.

[Seção 4.11](#). Esclarecimento que as avaliações devem considerar todas as áreas, estejam elas ou não sob ameaça.

[Seção 12.1.12](#). Esclarecimento sobre o uso de altitude em modelos bioclimáticos.

Mudanças na versão 12 (fevereiro de 2016)

[Seção 2.1.2](#): Texto sobre a aplicação dos critérios em áreas geográficas muito pequenas.

[Seção 2.2](#): Uso do termo "*red-listed*".

[Seção 2.2.1](#): Esclarecendo a regra de cinco anos para transferências entre categorias.

[Seção 4.2](#): Esclarecendo subpopulações.

[Seção 4.3.1](#): Texto sobre indivíduos reprimidos.

[Seção 4.3.2](#): Edições sobre organismos clonais coloniais.

[Seção 4.4](#): Explicação adicional sobre tempo de geração “pré-distúrbio”.

[Seção 4.5](#): Reestruturação geral e novo texto sobre o cálculo de reduções. Além disso, a planilha *CriterionA_Workbook.xls* foi atualizada com abas adicionais demonstrando as bases de cálculo.

[Seção 4.5.3](#): Esta nova seção inclui a maior parte da antiga seção 5.8; o restante da antiga seção 5.8 foi fundida à seção [4.5.1](#).

[Seção 4.8](#): Esclarecimento fragmentação de hábitat x fragmentação da população.

[Seção 4.9](#): Explicação adicional sobre a função da EOO na diluição de risco.

[Seção 5](#): Explicação adicional sobre a fundamentação do critério A.

[Seção 5.1](#): Nova seção sobre as bases de redução, incluindo uma nova tabela.

[Seção 5.2](#): Esta é a antiga seção 5.1 (uso dos limites de tempo).

[Seção 5.3](#): Esta é a antiga seção 5.2 (como aplicar A4).

[Seção 5.4](#): Esta é a antiga seção 5.3 (efeito “salto de esqui”, “*ski-jump effect*”), com um título mais descritivo e texto expandido (ponto 3 no final).

[Seção 5.5](#): Esta é a antiga seção 5.4 (populações severamente reduzidas), com um título mais descritivo, e com texto e exemplos adicionais.

[Seção 5.6](#): Esta é a antiga seção 5.5 (pesca), agora dividida em duas subseções, com texto adicional discutindo questões de manejo de pesca.

[Seção 5.7](#): Esta é a antiga seção 5.6 (era intitulada “Árvores”).

[Seção 5.8](#): Esta é a antiga seção 5.7 (perda de hábitat e redução).

A antiga seção 5.8 foi fundida com partes da [Seção 4.5](#) (ver acima).

[Seção 10.1](#): Definição de “programa de manejo ou conservação específico de um táxon ou habitat específico”.

[Seção 10.4](#): Nova seção sobre casos em que não é apropriado usar DD.

[Seção 12.1](#): Reestruturação geral; substancial novo texto e nova figura. Note que muitos dos números de subseção na seção 12.1 foram mudados.

Este apêndice é expandido para cobrir todas as versões anteriores.

Mudanças na versão 11 (fevereiro de 2014)

Seção 2.1.3: Mudanças substanciais relacionadas aos táxons e subpopulações introduzidos.

Seção 2.1.4: Nova seção sobre subpopulações manejadas.

Seção 3.2.3: Novas orientações sobre como definir a tolerância à discórdia e os valores de tolerância ao risco.

Seção 4.4: Novo parágrafo sobre o uso do tempo de geração pré-perturbação.

Seção 4.9: Explicação adicional sobre o uso do mínimo polígono convexo para EOO.

Seção 4.10.7: Discussão expandida sobre o uso de mapas e modelos de habitat para EOO e AOO.

Seção 11.1: Novo parágrafo sobre o uso de EW quando nenhuma das subpopulações é selvagem.

Mudanças na versão 10.1 (setembro de 2013)

Seção 11.2.1: Novo parágrafo adicionado.

Pequenas correções nas seções 4.3, 4.5 e 13.

Mudanças na versão 10 (fevereiro de 2013)

Seção 2: Tabela 2.1 e Figura 2.1 atualizadas; pequenas alterações no último parágrafo da seção 2.1.2; esclarecimento das categorias LC e NT e pequenas correções nas seções 2.2 e 2.3.

Seção 4.1: Esclarecimento das definições de população e tamanho da população.

Seção 4.2: Esclarecendo a relação entre a mobilidade de uma espécie e o delineamento de suas subpopulações.

Seção 4.6: A relação entre o declínio continuado e a "tendência atual da população".

Seção 4.11: O número de localizações condicionadas à ameaça quando há duas ou mais ameaças sérias plausíveis.

Seção 7: Novos parágrafos (terceiro e quarto) esclarecendo os subcritérios i e ii do C2a.

Seção 8: Pequena alteração ao segundo parágrafo, esclarecendo "intervalo de tempo muito curto" em D2.

Mudanças na versão 9.0 (setembro de 2011)

Seção 4.4: As diretrizes para calcular o tempo de geração são revisadas substancialmente.

Seção 4.5.1: Texto adicionado: "Se as populações flutuam amplamente, ou oscilam em períodos mais longos do que o tempo de geração, usar uma série temporal maior do que três gerações, pode dar uma estimativa mais representativa da redução da população a longo prazo. No entanto, independentemente da extensão da série temporal usada, a redução deve ser calculada para as três gerações mais recentes. O modelo a ser ajustado deve ser baseado no padrão de declínio, que pode ser inferido a partir do tipo de ameaça."

Seção 4.6: Dois novos parágrafos (3º e último), e acréscimo ao 5º parágrafo ("Note que ...").

Seção 5.5: Sentença modificada: "Se o declínio continuasse, haveria motivo para preocupação; neste caso, uma nova avaliação, em todos os cinco critérios, poderia indicar que o táxon ainda está ameaçado"

Seção 10.1: Um novo exemplo adicionado à lista de exemplos onde uma categorização NT seria justificada.

Seção 10.3: Revisão substancial da segunda etiqueta para DD, que agora é denominada "A incerteza taxonômica explica a falta de informação."

Este apêndice adicionado.

Mudanças na versão 8.1 (agosto de 2010)

Pequenas correções, inclusive na Tabela 2.1

Mudanças na versão 8.0 (março de 2010)

Seção 2.3: Pequenas alterações para referir-se à nova seção 12

Seção 4.10.5: Várias pequenas alterações, principalmente nas equações, tornando-as mais claras.

Figura 4.4: Nova figura

Seção 5: Novos parágrafos (terceiro e quarto) esclarecendo os subcritérios a e b.

Seção 5: Nova sentença: "Se qualquer uma das três condições (reversível e compreendida e cessada) não for atendida em uma porção substancial da população do táxon (10% ou mais), então A2 deve ser usado em vez de A1."

Seção 8: Mudanças no primeiro e no terceiro parágrafo para esclarecimento e para dar um exemplo para "um tempo muito curto" (dentro de uma ou duas gerações).

Seção 12: Nova seção sobre Processos de Ameaça, incluindo diretrizes para aplicar os critérios para espécies impactadas pela mudança climática global.

Mudanças na versão 7.0 (agosto de 2008)

Seção 2.1.1: Orientação expandida sobre escalas taxonômicas, incluindo espécies recém-descritas e não descritas, e subpopulações.

Seção 2.2.1: Definição detalhada dos motivos da transferência entre categorias.

Seção 4: Orientação adicional sobre o cálculo do número de indivíduos maduros, tempo de geração, redução futura, EOO e número de localizações condicionadas à ameaça.

Seção 10.3. Etiquetas para dados insuficientes.

Seção 11. Nova seção sobre as categorias de extinção e a etiqueta PE.

Mudanças na versão 6.2 (dezembro de 2006)

Seção 2.3: Mudanças no parágrafo sobre a comparação dos critérios A-D vs E.

Seção 8: Pequenas alterações na seção sobre táxons conhecidos apenas da localidade-tipo

Mudanças na versão 6.1 (agosto de 2006)

Pequenas mudanças, incluindo número da versão na página 1.

Mudanças na versão 6.0 (julho de 2006)

Seção 4.3.2: Indivíduos maduros para organismos coloniais ou modulares

Seção 4.9: Esclarecimento sobre EOO, incluindo diluição de risco; desencorajando a exclusão de descontinuidades ou disjunções, exceto em circunstâncias extremas, mas encorajando-a para calcular mudança em EOO; EOO de espécies migratórias.

Seção 4.10: Explicação adicional de por que uma escala específica é necessária para AOO; nova seção sobre *AOO com base em mapas e modelos de habitat*

Seção 4.11: Orientação sobre o número de localizações condicionadas à ameaça com diferentes ameaças em diferentes áreas

Seção 5: Como aplicar o critério A4; discussão de dados populacionais contradizendo os dados de habitat; descrição da planilha (**CriteriaA workbook.xls**) que acompanha as diretrizes.

Seção 6: Diretrizes para aplicação do Critério B (numeração para o subcritério a)

Seção 8. Novas diretrizes e um exemplo de aplicação do Critério D2

Seção 10: Exemplos de quando usar e quando não usar NT e DD.

Mudanças na versão 5.0 (abril de 2005)

Seções expandidas sobre flutuações extremas e severamente fragmentadas; NT baseado na dependência de conservação.

Mudanças na versão 4.0 (março de 2004)

Nova seção sobre *Transferência entre categorias*.

Esclarecimentos sobre o declínio continuado vs. redução; base do critério A; A1 vs. A2; A4.

Mudanças na versão 3.0 (maio de 2003)

Acréscimos para esclarecer questões relacionadas a táxons abaixo da classificação de variedade, táxons introduzidos, tempo de geração para plantas clonais, especificando critérios para NT; novos exemplos e referências e várias pequenas edições.

Mudanças na versão 2.0 (janeiro de 2003)

Primeira versão que cobria todos os critérios e definições (48 páginas).

Mudanças na versão 1.1 (dezembro de 2001)

Pequenos acréscimos, tais como esclarecer que "sem sobreposição" não equivale a "isolado" (10 páginas).

Versão 1.0 (junho de 2001)

Esta primeira versão foi intitulada "*Diretrizes para Avaliação de Táxons com Populações Amplamente Distribuídas ou Múltiplas em relação ao Critério A*" e se tornou a seção 5.8 da versão 2.