



# Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN

**Version 14  
(Août 2019)**

**Élaborées par le Comité des normes et des pétitions de la  
Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN.**

**Citation :** Comité des normes et des pétitions de l'UICN. 2019. Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN. Version 14. Élaborées par le Comité des normes et des pétitions. Téléchargeable à partir de : <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/redlistguidelines>.

[Traduction Amalia de Klemm (2014) et Alexa Dubreuil Storer (2016, 2017 et 2019). Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN. Version 14.]

*Les Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN* sont actualisées régulièrement. Toutes les versions préparées par l'UICN dans une langue autre que l'anglais seront disponibles dès que possible après la publication de la version anglaise actualisée. Toutefois, en raison des ressources limitées disponibles pour la réalisation des traductions, il y aura toujours un décalage entre la publication de la version anglaise actualisée et la mise à jour dans les autres langues.

Veillez consulter la version anglaise des présentes lignes directrices sur le site Web de la Liste rouge de l'UICN (<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>) pour savoir si ce document a été mis à jour. Si une mise à jour est disponible en anglais, voir l'annexe de la version anglaise pour consulter le résumé des modifications apportées aux lignes directrices.

## Table des matières

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>6</b>
<b>2. APERÇU DES CATEGORIES ET CRITERES DE LA LISTE ROUGE</b> .....	<b>6</b>
2.1 NIVEAU TAXONOMIQUE ET PORTEE DU PROCESSUS DE CATEGORISATION .....	6
2.1.1 Échelle taxonomique de catégorisation .....	6
2.1.2 Échelle géographique de catégorisation.....	9
2.1.3 Taxons introduits et sous-populations.....	9
2.1.4 Sous-populations gérées.....	10
2.2 NATURE DES CATÉGORIES .....	11
2.2.1 Transferts entre catégories .....	14
2.3 NATURE DES CRITERES .....	17
2.3.1 Les seuils quantitatifs.....	20
2.4 PRIORITES ET ACTIONS DE CONSERVATION .....	21
2.5 DOCUMENTATION.....	22
<b>3. QUALITE DES DONNEES</b> .....	<b>22</b>
3.1 DISPONIBILITE DES DONNEES, DEDUCTION, SUPPOSITION ET PREVISION .....	22
3.2 L'INCERTITUDE.....	24
3.2.1 Types d'incertitude.....	24
3.2.2 Représentation de l'incertitude .....	24
3.2.3 Tolérance au désaccord et limite de risque acceptable .....	24
3.2.4 Comment traiter l'incertitude.....	25
3.2.5 Documentation de l'incertitude et interprétation des inscriptions dans les catégories .....	26
3.2.6 L'incertitude et l'application des catégories Données insuffisantes et Quasi menacé .....	26
<b>4. DEFINITIONS DES TERMES UTILISES DANS LES CRITERES ET LEUR CALCUL</b> .....	<b>26</b>
4.1 POPULATION ET EFFECTIFS (CRITERES A, C ET D) .....	26
4.2 SOUS-POPULATIONS (CRITERES B ET C).....	27
4.3 INDIVIDUS MATURES (CRITERES A, B, C ET D) .....	27
4.3.1 Notes sur la définition des individus matures.....	28
4.3.2 Organismes coloniaux clonaux (ex. : la plupart des coraux, les algues, les bryophytes, les champignons et certaines plantes vasculaires) .....	29
4.3.3 Poissons .....	30
4.3.4 Organismes changeant de sexe .....	31
4.3.5 Arbres.....	31
4.4 GENERATION (CRITERES A, C1 ET E).....	31
4.5 RÉDUCTION (CRITÈRE A) .....	34
4.5.1 Calcul de la réduction des effectifs à l'aide de méthodes statistiques .....	35
4.5.2 Calcul de la réduction des effectifs à l'aide de modèles de population .....	40
4.5.3 Taxons à large répartition ou ayant des populations multiples .....	40
4.5.4 Estimation de la réduction globale .....	41
4.5.5 Traitement de l'incertitude.....	45
4.6 DECLIN CONTINU (CRITERES B ET C) .....	47
4.7 FLUCTUATIONS EXTREMES (CRITERES B ET C2) .....	49
4.8 GRAVEMENT FRAGMENTEE (CRITERE B).....	51
4.9 ZONE D'OCCURRENCE (CRITERES A ET B) .....	53
4.10 ZONE D'OCCUPATION (CRITERES A, B ET D).....	56
4.10.1 Problèmes d'échelle .....	57
4.10.2 Méthodes pour estimer la zone d'occupation.....	58
4.10.3 L'échelle appropriée.....	58
4.10.4 Rapports entre l'échelle et la superficie.....	59
4.10.5 Facteurs de correction de l'échelle.....	60
4.10.6 Habitat « linéaire » .....	62
4.10.7 Zone d'occupation et zone d'occurrence fondées sur des cartes et des modèles d'habitat .....	62
4.10.8 Effet de l'effort d'échantillonnage et de la détectabilité sur les estimations de l'AOO .....	64

4.10.9	Complémentarité de l'AOO, de l'EOO et du nombre de localités .....	65
4.11	LOCALITE (CRITERES B ET D) .....	66
4.12	ANALYSE QUANTITATIVE (CRITÈRE E).....	67
<b>5.</b>	<b>LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DU CRITERE A.....</b>	<b>67</b>
5.1	LA BASE DES RÉDUCTIONS .....	69
5.2	L'UTILISATION DE DUREES MAXIMALES POUR LE CRITERE A.....	71
5.3	COMMENT APPLIQUER LE CRITÈRE A4.....	71
5.4	REDUCTION SUIVIE D'UNE STABILISATION OU HAUSSE A COURT TERME : L'EFFET « TREMPLIN DE SAUT A SKI » 72	
5.5	REDUCTION HISTORIQUE SUIVIE D'UNE STABILISATION A LONG TERME : POPULATIONS GRAVEMENT APPAUVRIS .....	73
5.6	PÊCHE.....	74
5.6.1	Gestion de la pêche et risque d'extinction .....	74
5.6.2	Aspects techniques concernant l'utilisation du critère A pour la pêche .....	74
5.7	TAXONS À LONGUE VIE .....	75
5.8	RELATIONS ENTRE LA PERTE D'HABITAT ET LA REDUCTION DES EFFECTIFS.....	75
<b>6.</b>	<b>LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DU CRITERE B.....</b>	<b>76</b>
<b>7.</b>	<b>LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DU CRITERE C.....</b>	<b>77</b>
<b>8.</b>	<b>LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DU CRITERE D.....</b>	<b>78</b>
8.1	TAXONS CONNUS UNIQUEMENT A PARTIR DE LA LOCALITE TYPE.....	79
8.2	EXEMPLE D'APPLICATION DU CRITÈRE D.....	79
8.3	EXEMPLE D'APPLICATION DU CRITÈRE D2.....	79
<b>9.</b>	<b>LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DU CRITERE E.....</b>	<b>79</b>
9.1	QU'EST-CE QUE L'EXTINCTION ? .....	79
9.2	QUELLE MÉTHODE UTILISER ? .....	80
9.3	Y A-T-IL SUFFISAMMENT DE DONNEES ? .....	81
9.4	COMPOSANTES ET PARAMÈTRES DES MODÈLES .....	82
9.4.1	Dépendance à la densité .....	82
9.4.2	Variabilité temporelle .....	82
9.4.3	Variabilité spatiale.....	83
9.5	INCORPORER L'INCERTITUDE.....	83
9.6	DOCUMENTATION REQUISE.....	83
<b>10.</b>	<b>LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DES CATEGORIES DD, NT ET NE .....</b>	<b>84</b>
10.1	QUAND UTILISER LA CATEGORIE QUASI MENACE (NT) .....	84
10.2	NON ÉVALUÉ ET DONNÉES INSUFFISANTES.....	85
10.3	QUAND UTILISER LA CATEGORIE DONNEES INSUFFISANTES.....	85
10.4	QUAND NE PAS UTILISER LA CATEGORIE DONNEES INSUFFISANTES .....	87
<b>11.</b>	<b>LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DES CATEGORIES ÉTEINT ET DES MENTIONS Y AFFERENTES.....</b>	<b>88</b>
11.1	LES CATEGORIES « ÉTEINT » (EX ET EW).....	88
11.2	MENTION « PEUT-ETRE ETEINT » POUR DES TAXONS EN DANGER CRITIQUE.....	89
11.3	CLASSEMENT DES TAXONS EN EX OU CR(PE).....	91
11.3.1	Le Modèle basé sur les menaces .....	91
11.3.2	Le Modèle basé sur les observations et les inventaires.....	92
11.3.3	Interprétation des résultats des modèles.....	93
11.4	CALCUL DU NOMBRE D'ESPECES ETEINTES ET DES TAUX D'EXTINCTION .....	95
<b>12.</b>	<b>LIGNES DIRECTRICES RELATIVES AUX MENACES.....</b>	<b>95</b>
12.1	LE CHANGEMENT CLIMATIQUE .....	96
12.1.1	Horizon temporel .....	96
12.1.2	Suggestion d'étapes pour l'application des critères dans le cadre du changement climatique ..	98
12.1.3	Mécanismes.....	99
12.1.4	Répartition très restreinte et plausibilité et caractère immédiat de la menace (VU D2).....	101
12.1.5	Définition de « Localité » par rapport au changement climatique (critères B1, B2, D2).....	102
12.1.6	Fragmentation grave (critères B1, B2, et C2).....	104
12.1.7	Fluctuations extrêmes (critères B1, B2, et C2).....	104
12.1.8	Déduction de la réduction des effectifs et du déclin continu (critères A3, A4, B1, B2, C2).....	105

12.1.9	<i>Déduction de la réduction à partir des résultats de modèles bioclimatiques (critères A3, A4)</i>	105
12.1.10	<i>Déduction de la réduction à partir des modifications démographiques</i> .....	106
12.1.11	<i>Estimation du risque d'extinction quantitativement en associant les modèles d'habitat et les modèles démographiques (critère E)</i> .....	108
12.1.12	<i>Utilisation de modèles bioclimatiques</i> .....	108
<b>13.</b>	<b>RÉFÉRENCES</b> .....	<b>114</b>
<b>14.</b>	<b>ANNEXE : RESUME DES MODIFICATIONS APPORTEES AUX LIGNES DIRECTRICES..</b>	<b>121</b>

## 1. Introduction

Les Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN ont été publiés pour la première fois en 1994, après six ans de recherches et de consultations étendues (UICN 1994). Ces Catégories et critères de 1994 visaient à améliorer l'objectivité et la transparence de l'évaluation de l'état de conservation des espèces et, en conséquence, à améliorer la cohérence et la connaissance de l'outil parmi les usagers. Les catégories et critères de 1994 ont été appliqués à un grand nombre d'espèces lors de l'élaboration de la Liste rouge des espèces animales menacées de 1996. L'évaluation de nombreuses espèces pour la Liste rouge de 1996 a mis en lumière un certain nombre de problèmes, ce qui a conduit l'UICN à réviser les catégories et critères de 1994. Ce travail a été effectué en 1998 et 1999. Les Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN (version 3.1) sont publiés suite à cette révision (UICN 2001, 2012b).

Le présent document comporte des lignes directrices pour l'application de la version 3.1 des catégories et critères ; ce faisant, il aborde de nombreuses questions posées lors de la révision des catégories et critères de 1994. Il explique comment appliquer les critères pour déterminer si un taxon appartient à telle ou telle catégorie de risque et donne des exemples issus de différents groupes taxonomiques afin d'illustrer l'application des critères. Ces lignes directrices comportent aussi des explications détaillées des définitions de nombreux termes utilisés dans les critères. Elles doivent être utilisées avec la brochure officielle des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN (UICN 2001, 2012b).

Nous avons l'intention de procéder régulièrement à la révision et à la mise à jour de ces lignes directrices ; à cet effet, nous accueillons avec le plus grand intérêt les commentaires de tous les usagers des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN. Nous invitons tout particulièrement les Groupes de spécialistes de l'UICN et les autorités de la Liste rouge à soumettre des exemples illustrant les présentes lignes directrices. Nous estimons que les éventuelles modifications ne porteront que sur des détails et pas sur des questions de fond. En outre, les Critères de la Liste rouge de l'UICN ne devraient pas être révisés dans un avenir proche, car il est nécessaire d'avoir un système stable afin de permettre des comparaisons dans le temps.

## 2. Aperçu des Catégories et Critères de la Liste rouge

### 2.1 Niveau taxonomique et portée du processus de catégorisation

#### 2.1.1 Échelle taxonomique de catégorisation

Les critères peuvent être appliqués à toute unité taxonomique au niveau de l'espèce ou à un niveau inférieur. Dans les présentes lignes directrices, les termes « *taxon* » et « *taxons* » sont utilisés pour désigner des espèces ou des niveaux taxonomiques inférieurs à l'espèce, y compris des formes n'ayant pas encore fait l'objet d'une description complète, exclusion faite des êtres humains. L'éventail de critères est suffisamment large pour permettre l'inscription adéquate de n'importe quel type de taxon, à l'exception des micro-organismes. Lorsqu'on présente les résultats de l'application des critères, il convient de préciser l'unité taxonomique employée (espèce, sous-espèce, etc.). Il convient de noter que les taxons d'un rang inférieur à celui de la variété (forme, morphe, cultivar...) NE SONT PAS inclus dans la Liste rouge de l'UICN, sauf s'il s'agit de l'évaluation de sous-populations d'une espèce. Une évaluation de

l'ensemble de l'espèce est nécessaire avant de pouvoir inclure dans la Liste rouge de l'UICN les évaluations des taxons de niveau inférieur à l'espèce (sous-espèce, variété ou sous-population).

*Sous-populations* : Si une sous-population évaluée conformément aux critères n'est pas isolée (par exemple, si des individus sont échangés avec d'autres sous-populations), ses évaluations doivent suivre les lignes directrices régionales (UICN 2003, 2012a). En outre, il doit s'agir d'une sous-population biologique (c'est-à-dire non définie par des critères politiques ou nationaux). Bien que les lignes directrices régionales puissent en principe être appliquées à n'importe quelle échelle géographique, leur application à de très petites étendues géographiques est fortement déconseillée. Plus une sous-population est petite par rapport à l'ensemble de la population mondiale d'une espèce, plus souvent elle échangera des individus avec d'autres sous-populations, et moins l'évaluation du risque d'extinction sur la base des critères sera fiable (UICN 2003, 2012a). Voir aussi l'*Échelle géographique de catégorisation* ci-dessous.

*Espèces nouvellement décrites* : L'inscription sur la Liste rouge d'espèces nouvellement décrites est traitée au cas par cas. L'Autorité désignée pour la Liste rouge et/ou le personnel du Programme mondial des espèces de l'UICN (y compris des collaborateurs d'institutions partenaires travaillant à des projets d'évaluation mondiale d'espèces) consulteront les experts idoines pour déterminer le degré d'acceptation de ces espèces.

*Espèces non décrites* : L'inscription sur la Liste rouge d'espèces non décrites est déconseillée, mais elles peuvent être inscrites dans des circonstances exceptionnelles. Pour y procéder, il faut que l'inscription entraîne un avantage important pour la conservation ; dans le cas de projets d'évaluation de l'ensemble d'un groupe taxonomique, des espèces non décrites classées comme *Préoccupation mineure* ou *Données insuffisantes* ne peuvent être inscrites sur la Liste que s'il est clairement établi que des travaux sont en cours pour les décrire et qu'elles seront largement acceptées. La description des nouvelles espèces doit être publiée dans un délai de quatre ans après leur inscription sur la Liste rouge ; si elle n'est pas publiée ou sous presse dans ce délai, l'évaluation est retirée. Pour pouvoir inscrire sur la Liste rouge une espèce non décrite, les conditions suivantes doivent être réunies :

- Il doit être généralement accepté que la forme non décrite est une espèce clairement définie.
- Il doit être clairement établi que des travaux sont en cours pour décrire l'espèce (par exemple, un texte en préparation ou un document comportant la nouvelle description déjà soumis pour publication).
- Des informations précises sur la répartition doivent être fournies.
- L'inscription de l'espèce non décrite sur la Liste rouge doit contribuer potentiellement à sa conservation.
- Des numéros de référence des spécimens (données de la collection de référence) doivent être fournis pour permettre le traçage de l'espèce sans confusion.
- Il faut préciser le muséum, herbier ou autre institution détenant les collections concernées, et identifier les auteurs de la proposition.
- Les espèces non décrites ont parfois un nom vernaculaire local ; si c'est le cas, il doit être communiqué. Dans le cas contraire, il faut créer un nom commun reconnaissable, de façon à pouvoir l'utiliser pour identifier précisément le taxon concerné, sans préjuger nullement de sa validité scientifique.

Les espèces non décrites sont présentées sur la Liste rouge en utilisant le nom générique et l'abréviation sp. or sp. nov., parfois suivie d'un nom provisoire entre guillemets (par exemple, *Philautus* sp. nov. "Kalpatta"). Les informations relatives à la collection de référence (nom de l'auteur de la collection, numéro des spécimens et institution où ils se trouvent) doivent être communiquées afin de les citer dans les notes taxonomiques correspondantes à l'espèce sur le site de la Liste rouge. Dans certains cas, il y a des raisons valables pour ne pas communiquer les informations relatives à la collection de référence. Si c'est l'avis justifié des évaluateurs concernés, les informations de référence seront supprimées de la version publique des notes relatives à l'espèce. Cependant, même dans ces cas les informations de référence doivent être fournies pour que l'évaluation soit acceptée ; ces informations seront traitées confidentiellement.

Des espèces non décrites évaluées comme *Préoccupation mineure* (LC) ou *Données insuffisantes* (DD) ne sont pas inscrites sur la Liste rouge, car une telle inscription ne présente pas un grand avantage pour leur conservation.

Les taxons infraspécifiques non décrits ne sont pas inscrits sur la Liste rouge.

En résumé, des évaluations des taxons suivants peuvent être inscrites sur la Liste rouge de l'UICN :

- Espèces
- Sous-espèces
- Variétés (uniquement pour la flore)
- Sous-populations (sous réserve de certaines conditions décrites ci-dessus)
- Espèces non décrites (sous réserve de certaines conditions décrites ci-dessus et qu'elles ne soient pas classées dans les catégories *Préoccupation mineure* (LC) ou *Données insuffisantes* (DD)).

Les évaluations des taxons énumérés ci-dessous NE PEUVENT PAS être inscrites sur la Liste rouge de l'UICN :

- Taxons évalués sur le plan local, national ou régional, sauf s'il s'agit d'évaluations mondiales ou de sous-populations (voir plus haut, « *Sous-populations* », ainsi que la [section 2.1.2](#)).
- Hybrides (à l'exception des hybrides de plantes apomictiques, qui sont traités comme des « espèces »).
- Rangs infraspécifiques, tels que formes, morphes, sous-variétés, variétés de sous-espèces, cultivars, etc.
- Taxons domestiqués (lorsqu'un taxon comprend des individus sauvages aussi bien que domestiqués, seule la population sauvage peut être évaluée et inscrite ; les spécimens sauvages issus d'une source domestique ne peuvent être inscrits).
- Taxons dont on sait qu'ils sont *Éteints* avant l'année 1500 de notre ère
- Espèces non décrites évaluées dans les catégories *Données insuffisantes* ou *Préoccupation mineure* (à l'exception des évaluations de l'ensemble d'un groupe taxonomique à l'échelle mondiale, voir plus haut).
- Taxons infraspécifiques non décrits.
- Évaluations de taxons supérieurs (au-dessus du niveau de l'espèce).

### 2.1.2 Échelle géographique de catégorisation

Les critères de l'UICN ont été conçus afin d'évaluer des taxons à l'échelle mondiale. Cependant, nombreux sont ceux qui souhaitent pouvoir les appliquer à des sous-ensembles, notamment aux niveaux régional, national ou local. Pour ce faire, il est important de suivre les lignes directrices élaborées par le Groupe de travail de la CSE de l'UICN sur l'application au niveau régional (par ex. Gärdenfors *et al.* 2001 ; UICN 2003, 2012a ; Miller *et al.* 2007). Pour l'application au niveau national ou régional, on doit tenir compte du fait que pour un taxon donné, la catégorie nationale ou régionale peut être différente de la catégorie mondiale. Ainsi, un taxon classé en Préoccupation mineure peut être En danger critique dans une région où ses effectifs sont très réduits ou en déclin, peut-être parce qu'ils se trouvent aux limites de son aire de répartition mondiale. À l'inverse, il se peut que des taxons classés en catégorie Vulnérable sur la base de la réduction de leurs effectifs ou de leur aire de répartition à l'échelle mondiale, gardent des effectifs stables dans une région donnée et ne puissent donc répondre aux critères de la catégorie Vulnérable. Ils se trouveront de ce fait classés en Préoccupation mineure dans la région concernée. Même si cela peut paraître illogique, cela est dû à la structure des critères. Lorsqu'une situation de ce genre se produit, les interactions entre les sous-unités doivent être prises attentivement en considération lors de la planification d'actions de conservation des espèces.

Bien que les critères (ainsi que les lignes directrices régionales ; UICN 2012a) puissent en principe être appliquées à n'importe quelle échelle géographique, leur application à des étendues géographiques très restreintes est fortement déconseillée (UICN 2012a). Dans une petite région, un taxon ayant une aire de répartition étendue échange fréquemment des individus avec les régions voisines, conduisant à des évaluations peu fiables (UICN 2012a).

Il convient également de noter que pour toute application des critères à l'échelle nationale ou régionale, une évaluation des taxons endémiques de la région ou du pays en question sera une évaluation mondiale. Il faudra donc vérifier soigneusement s'il n'existe pas déjà une évaluation mondiale effectuée par une Autorité pour la Liste rouge (ALR) de la CSE de l'UICN et convenir d'une catégorisation avec l'ALR concernée. (pour des informations plus détaillées, voir les lignes directrices pour l'application régionale (UICN 2003, 2012a)).

### 2.1.3 Taxons introduits et sous-populations

En plus des sous-populations sauvages (voir [section 2.1.4](#)) au sein de l'aire de répartition naturelle d'un taxon, le processus de catégorisation doit également être appliqué aux sous-populations sauvages issues d'introductions hors de l'aire de répartition naturelle, si l'ensemble des conditions suivantes sont réunies :

- (a) L'objectif connu ou probable de l'introduction était de réduire le risque d'extinction du taxon introduit. Dans les cas où l'objectif n'est pas clair, les évaluateurs doivent étudier les preuves disponibles afin de déterminer l'objectif le plus probable.
- (b) La sous-population introduite est géographiquement proche de l'aire de répartition naturelle du taxon. L'évaluateur déterminera ce qu'il convient de considérer comme « géographiquement proche », en tenant compte de facteurs comme l'aire de répartition naturelle et la nature du paysage séparant l'aire de répartition naturelle et introduite, et en évaluant si le taxon aurait pu se disperser jusqu'à l'aire de répartition introduite sans les effets des impacts humains tels que la fragmentation et la perte d'habitat. Par exemple, une

sous-population introduite sur un continent distant de l'aire de répartition naturelle ne remplirait pas cette condition. Par contre, la plupart des sous-populations introduites au sein de la même écorégion que l'aire de répartition naturelle seraient recevables.

- (c) La sous-population introduite a produit une progéniture viable (c.-à-d. une progéniture qui a atteint la maturité ou qui est susceptible de l'atteindre).
- (d) Au moins cinq ans se sont écoulés depuis l'introduction.

Lorsque des populations introduites figurent dans l'évaluation, les évaluateurs doivent indiquer et justifier leur inclusion dans l'évaluation, documents à l'appui.

Dans certains cas, des taxons ont étendu avec succès leurs aires de répartition naturelles à des zones urbaines ou semi-urbaines ; c'est le cas des primates, des renards et de certains oiseaux. Dans ces cas, les zones urbaines doivent être considérées comme faisant partie de l'aire de répartition naturelle, puisque les taxons n'ont pas été introduits.

Outre les taxons à l'intérieur de leur aire de répartition naturelle et les sous-populations résultant d'introductions à l'extérieur de l'aire de répartition naturelle du taxon, conformes aux conditions ci-dessus (également appelées « introductions bénignes »), les critères doivent aussi être appliqués aux sous-populations autosuffisantes transférées ou réintroduites (à l'intérieur de l'aire de répartition naturelle du taxon), indépendamment du but initial de ces transferts ou réintroductions. Dans ces cas, l'inscription doit préciser si la population évaluée a été introduite, en partie ou en intégralité. De même, dans de tels cas, les conditions (a) et (b) ci-dessus ne sont pas pertinentes, mais les conditions (c) et (d) doivent être remplies.

#### 2.1.4 *Sous-populations gérées*

L'évaluation pour la Liste rouge de l'UICN ne doit s'appliquer qu'aux populations sauvages. Il existe un continuum concernant les niveaux d'intensité en matière de gestion, allant des populations en captivité dans les zoos, les aquariums et les jardins botaniques, aux populations ne bénéficiant d'aucune mesure de conservation. De toute évidence, les populations en captivité ne sont pas considérées comme « sauvages » et seraient exclues dans le cadre d'une évaluation pour la Liste rouge (c.-à-d. que les données relatives à ces populations ne sont pas prises en compte pour déterminer le statut d'une espèce, sauf pour la catégorie EW). En revanche, les sous-populations de nombreuses espèces dépendent des mesures de conservation (telles que les aires protégées), dont l'objectif consiste généralement à atténuer les impacts humains. Ces sous-populations sont généralement considérées comme « sauvages » et les données issues de ces sous-populations sont utilisées dans les évaluations au titre de la Liste rouge. Entre les deux, se situent les sous-populations gérées selon des niveaux d'intensité modérés (Redford *et al.* 2011). Pour ces sous-populations, la définition du terme « sauvage » peut reposer sur l'intensité de la gestion et sur la viabilité attendue de la sous-population si celle-ci n'était pas gérée.

Les sous-populations dépendant de l'intervention directe ne sont pas considérées comme sauvages dans le cas où elles s'éteindraient dans un délai de 10 ans sans gestion « intensive » sous forme de mesures telles que les suivantes :

- répondre à la plupart des besoins alimentaires de la plupart des individus de la sous-population ;

- compléter régulièrement la population à partir d'individus vivant en captivité, afin d'empêcher une extinction imminente ;
- effectuer des manipulations liées à la reproduction, telles que l'adoption croisée et l'allègement des nichées (c.-à-d. prélever des oisillons en surnombre provenant de nichées importantes et les confier à des parents adoptifs) ; ou
- prodiguer des soins vétérinaires intensifs à la plupart des individus.

Les sous-populations gérées sont considérées comme sauvages si la gestion permet de contrecarrer les effets des menaces humaines. Par exemple :

- aires protégées ;
- patrouilles anti-braconnage ;
- fourniture d'abris artificiels (par exemple, nichoirs pour les oiseaux, sites d'accrochage pour les chauves-souris) ;
- traitements préventifs contre les épidémies ;
- empêcher la succession végétale naturelle afin de préserver l'habitat des espèces ;
- transfert d'individus entre sous-populations existantes (voir aussi [section 2.1.3](#)) ;
- mesures de contrôle contre les espèces concurrentes ou prédatrices non autochtones, incluant la mise en place de clôtures d'exclusion, telles que celles utilisées pour tenir à l'écart les prédateurs envahissants ;
- mesures de contrôle contre les espèces concurrentes ou prédatrices autochtones si leur nombre a augmenté en raison des activités humaines (par exemple, retrait du vacher, un oiseau dont le nombre a augmenté à cause de la fragmentation de l'habitat) ; ou
- compléter occasionnellement la population à partir d'individus vivant en captivité, afin d'accroître la variabilité génétique.

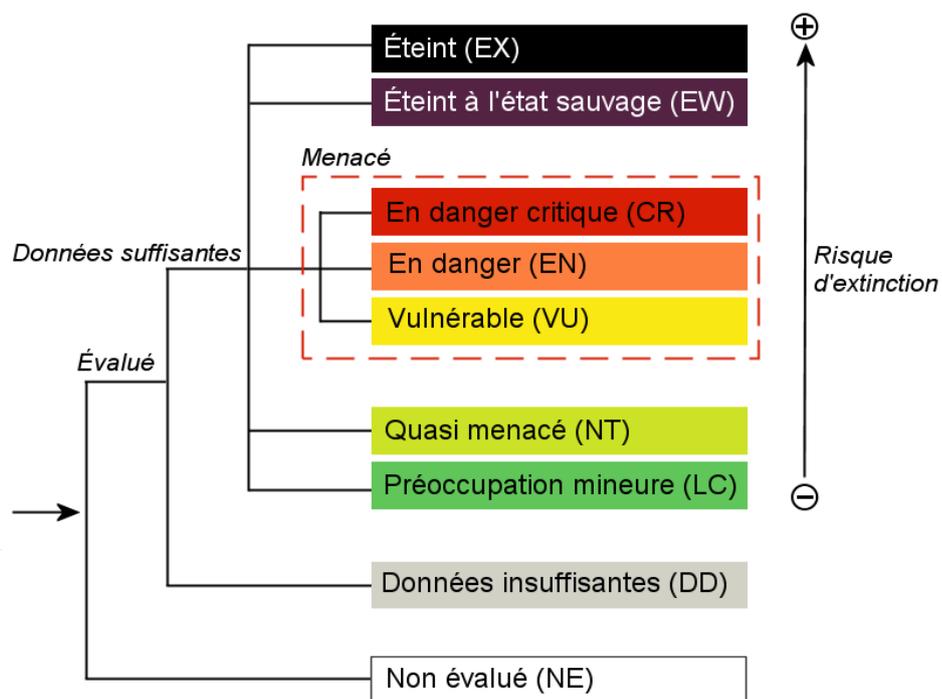
La limite entre « sauvage » et « non sauvage » correspond plus ou moins à la différence entre « espèces gérées légèrement » et « espèces gérées intensivement », telle que définie par Redford *et al.* (2011).

## 2.2 Nature des catégories

Il y a neuf catégories clairement définies permettant le classement de tous les taxons de la planète (à l'exception des micro-organismes) ([Figure 2.1](#)). Les définitions complètes des catégories sont présentées dans l'[Encadré 2.1](#). Les deux premières catégories de la [Figure 2.1](#) sont assez explicites. Un taxon est dit **Éteint** lorsqu'il ne fait aucun doute que le dernier individu est mort. **Éteint à l'état sauvage** signifie que le taxon est éteint dans son habitat naturel (voir *Taxons introduits* ci-dessus). Les trois catégories suivantes, **En danger critique**, **En danger** et **Vulnérable**, sont attribuées aux taxons sur la base de critères quantitatifs conçus pour refléter des degrés différents de la menace d'extinction ; les taxons appartenant à ces trois catégories sont regroupés sous la désignation collective de « menacés ». Ces critères seront examinés de façon plus approfondie dans le chapitre suivant. La catégorie **Quasi menacé** s'applique à des taxons qui ne remplissent pas à l'heure actuelle les critères relatifs aux catégories menacées, mais qui en sont proches, et à des taxons ne remplissant pas non plus lesdits critères mais qui les rempliront probablement si les mesures actuelles de conservation cessent ou sont affaiblies.

La catégorie **Préoccupation mineure** s'applique à des taxons qui ne remplissent pas les critères des catégories menacées ou Quasi menacé et ne sont pas près de les remplir. Il est

important de souligner que « Préoccupation mineure » veut dire simplement que ces catégories suscitent moins de préoccupation que les espèces classées dans des catégories menacées pour ce qui concerne le risque d'extinction. Cela ne veut pas dire que ces espèces ne posent aucun problème ni préoccupation en termes de conservation.



**Figure 2.1.** Structure des catégories de la Liste rouge de l'UICN

## Encadré 2.1. Les catégories de la Liste rouge de l'UICN

**ÉTEINT (EX)**

Un taxon est dit *Éteint* lorsqu'il ne fait aucun doute que le dernier individu est mort. Un taxon est présumé *Éteint* lorsque des études exhaustives menées dans son habitat connu et/ou présumé, à des périodes appropriées (rythme diurne, saisonnier, annuel), et dans l'ensemble de son aire de répartition historique n'ont pas permis de noter la présence d'un seul individu. Les études doivent être faites sur une durée adaptée au cycle et aux formes biologiques du taxon.

**ÉTEINT À L'ÉTAT SAUVAGE (EW)**

Un taxon est dit *Éteint à l'état sauvage* lorsqu'il ne survit qu'en culture, en captivité ou dans le cadre d'une population (ou de populations) naturalisée(s), nettement en dehors de son ancienne aire de répartition. Un taxon est présumé *Éteint à l'état sauvage* lorsque des études détaillées menées dans ses habitats connus et/ou probables, à des périodes appropriées (rythme diurne, saisonnier, annuel), et dans l'ensemble de son aire de répartition historique n'ont pas permis de noter la présence d'un seul individu. Les études doivent être faites sur une durée adaptée au cycle et aux formes biologiques du taxon.

**EN DANGER CRITIQUE (CR)**

Un taxon est dit *En danger critique* lorsque les meilleures données disponibles indiquent qu'il remplit l'un des critères A à E correspondant à la catégorie *En danger critique* (voir section V) et, en conséquence, qu'il est confronté à un risque extrêmement élevé d'extinction à l'état sauvage..

**EN DANGER (EN)**

Un taxon est dit *En danger* lorsque les meilleures données disponibles indiquent qu'il remplit l'un des critères A à E correspondant à la catégorie *En danger* (voir section V) et, en conséquence, qu'il est confronté à un risque très élevé d'extinction à l'état sauvage.

**VULNÉRABLE (VU)**

Un taxon est dit *Vulnérable* lorsque les meilleures données disponibles indiquent qu'il remplit l'un des critères A à E correspondant à la catégorie *Vulnérable* (voir section V) et, en conséquence, qu'il est confronté à un risque élevé d'extinction à l'état sauvage.

**QUASI MENACÉ (NT)**

Un taxon est dit *Quasi menacé* lorsqu'il a été évalué d'après les critères et ne remplit pas, pour l'instant, les critères des catégories *En danger critique*, *En danger* ou *Vulnérable* mais qu'il est près de remplir les critères correspondant aux catégories du groupe *Menacé* ou qu'il les remplira probablement dans un proche avenir.

**PRÉOCCUPATION MINEURE (LC)**

Un taxon est dit de *Préoccupation mineure* lorsqu'il a été évalué d'après les critères et ne remplit pas les critères des catégories *En danger critique*, *En danger*, *Vulnérable* ou *Quasi menacé*. Dans cette catégorie sont souvent inclus les taxons largement répandus et abondants.

**DONNÉES INSUFFISANTES (DD)**

Un taxon entre dans la catégorie *Données insuffisantes* lorsqu'on ne dispose pas d'assez de données pour évaluer directement ou indirectement le risque d'extinction en fonction de sa distribution et/ou de l'état de sa population. Un taxon inscrit dans cette catégorie peut avoir fait l'objet d'études approfondies et sa biologie peut être bien connue, sans que l'on dispose pour autant de données pertinentes sur l'abondance et/ou la distribution. Il ne s'agit donc pas d'une catégorie *Menacé*. L'inscription d'un taxon dans cette catégorie indique qu'il est nécessaire de rassembler davantage de données et n'exclut pas la possibilité de démontrer, grâce à de futures recherches, que le taxon aurait pu être classé dans une catégorie *Menacé*. Il est impératif d'utiliser pleinement toutes les données disponibles. Dans de nombreux cas, le choix entre *Données insuffisantes* et une catégorie *Menacé* doit faire l'objet d'un examen très attentif. Si l'on suppose que l'aire de répartition d'un taxon est relativement circonscrite, ou s'il s'est écoulé un laps de temps considérable depuis la dernière observation du taxon, le choix d'une catégorie *Menacé* peut parfaitement se justifier.

**NON ÉVALUÉ (NE)**

Un taxon est dit *Non évalué* lorsqu'il n'a pas encore été confronté aux critères.

Les deux catégories restantes ne reflètent pas le degré de menace correspondant à un taxon. La catégorie **Données insuffisantes** s'applique à des taxons pour lesquels on ne dispose pas de suffisamment d'informations pour évaluer correctement son état. Il peut y avoir parfois une forte tendance à évaluer des taxons dans la catégorie Données insuffisantes ; or, il convient de rappeler que les évaluateurs doivent utiliser toutes les données disponibles lorsqu'ils procèdent à une évaluation pour la Liste rouge. Pour des taxons rares, les informations précises manquent habituellement. Même si les critères sont très précis et de nature quantitative, on peut faire appel à des prévisions, des déductions et des suppositions (à condition qu'elles soient précisées et clairement justifiées) afin de classer un taxon dans la catégorie la mieux adaptée. La catégorie Données insuffisantes n'étant pas une catégorie de menace, il se peut que les taxons classés dans cette catégorie ne fassent pas prioritairement l'objet de mesures de conservation, bien que leurs besoins en la matière puissent être très élevés. Les évaluateurs doivent utiliser toutes les informations pertinentes disponibles pour faire des évaluations et n'avoir recours à la catégorie Données insuffisantes que lorsqu'il n'y a réellement aucune autre solution en l'état actuel des connaissances. Les indications relatives au traitement de l'incertitude sont particulièrement utiles dans le cas de taxons peu connus (voir [section 3.2](#)). La catégorie **Non évalué** s'applique aux taxons qui n'ont pas encore été évalués sur la base des critères de la Liste rouge.

Le terme « inscrit sur la Liste rouge » n'est pas défini dans UICN (2001), et n'est pas utilisé dans le présent document en raison de son ambiguïté au sujet de l'inclusion ou non des espèces relevant de la catégorie « Préoccupation mineure » (LC), étant donné que les espèces évaluées LC figurent dans la Liste rouge de l'UICN. Pour faire référence à une espèce disposant d'une évaluation dans la Liste rouge de l'UICN, l'expression « évaluée pour la Liste rouge de l'UICN » peut être utilisée. Pour faire référence à une espèce Éteinte à l'état sauvage, menacée ou Quasi menacée (c.-à-d. EW, CR, EN, VU, NT), l'expression « espèce hautement préoccupante en termes de conservation » peut être utilisée.

### 2.2.1 Transferts entre catégories

Les règles suivantes régissent les transferts de taxons entre catégories :

- A. Un taxon peut être transféré d'une catégorie de menace élevée vers une catégorie de menace inférieure si aucun des critères de la catégorie de menace élevée n'a été rempli depuis cinq ans au moins (c.-à-d., si le taxon remplit les conditions pour une catégorie de menace inférieure depuis au moins cinq ans, indépendamment de la date de publication de l'évaluation précédente). Ainsi, la période de cinq ans débute lorsque les données indiquent que le taxon ne remplit plus les critères de la catégorie dans laquelle il est actuellement inscrit ; il ne s'agit pas nécessairement de la date de l'évaluation précédente. S'il n'est pas possible d'identifier l'année de qualification du taxon pour une catégorie de menace inférieure, alors l'année de l'évaluation actuelle est utilisée comme date de début de la période de cinq ans. Cependant, si un taxon sort de la catégorie Éteint à l'état sauvage (EW) en raison de l'établissement d'une population réintroduite, la période doit être de cinq ans ou jusqu'à la procréation d'une progéniture viable, selon la période la plus longue des deux.
- B. S'il est établi que la classification d'origine était erronée, un taxon peut être transféré sans délai dans la catégorie appropriée ou même retiré complètement des catégories *Menacées*.

Toutefois, dans ce cas, le taxon doit être réévalué vis-à-vis de tous les critères pour préciser son statut.

C. Les transferts d'une catégorie de menace faible vers une catégorie de menace plus élevée doivent être effectués sans délai.

D. Les raisons d'un transfert entre catégories doivent être documentées de la façon suivante :

#### **Changement réel :**

*Réel (récent).* Le changement de catégorie est le résultat d'un changement réel dans l'état du taxon depuis l'évaluation précédente. Par exemple : accroissement du taux de déclin, réduction des effectifs, de l'aire de répartition ou de l'habitat, ou déclin de ces derniers pour la première fois (en raison de menaces croissantes ou nouvelles) ; en conséquence, de nouveaux seuils relatifs aux critères de la Liste rouge sont atteints.

*Réel (depuis la première évaluation).* S'applique à des taxons évalués au moins à trois reprises et sert à affecter des changements réels de catégorie dans le temps afin de calculer l'Index de la Liste rouge. Le changement de catégorie est le résultat d'un changement réel dans l'état du taxon ayant eu lieu avant la dernière évaluation, mais après la première, et qui n'a été détecté récemment en raison de nouvelles informations. Si ces nouvelles informations avaient été disponibles plus tôt, le changement de catégorie aurait été effectué lors d'évaluations précédentes. Quand on emploie ce code, il faut préciser la période (entre des évaluations précédentes) pendant laquelle le changement d'état du taxon a eu lieu. [Voir l'exemple ci-dessous]

#### **Changement non réel :**

*Révision des critères.* Le changement de catégorie est le résultat d'une révision des critères de la Liste rouge (par ex. entre les versions de 1994 et 2001). Il s'agit principalement des critères A2, A3, A4, D2 et de la suppression de la catégorie « Dépendant de la conservation ».

*Nouvelles informations.* Le changement de catégorie est rendu possible par une amélioration des connaissances concernant le taxon, comme la disponibilité d'informations nouvelles sur le statut du taxon (meilleures estimations des effectifs, de l'aire de répartition ou du taux de déclin).

*Taxonomie.* Le changement de catégorie est dû à une modification taxonomique adoptée pendant la période écoulée depuis la dernière évaluation. De tels changements incluent les cas suivants : *nouvellement scindé* (le taxon a été élevé au rang d'espèce distincte), *nouvellement regroupé* (le taxon est reconnu suite à un regroupement de deux taxons précédemment reconnus) et *n'est plus valide/reconnu* (soit le taxon n'est plus valide, par exemple parce qu'il est maintenant considéré comme un hybride ou comme une variante, forme ou sous-espèce d'une autre espèce, soit le taxon précédemment reconnu diffère d'un taxon actuellement reconnu parce qu'il a été scindé ou regroupé).

*Erreur.* La catégorie précédente a été appliquée par erreur car l'évaluateur a (ou les évaluateurs ont) mal compris les Critères de la Liste rouge de l'UICN.

*Données incorrectes.* La catégorie précédente a été appliquée par erreur car des données incorrectes ont été utilisées (par exemple, les données faisaient référence à un taxon différent).

*Autres.* Le changement de catégorie découle de raisons différentes de celles définies ci-dessus, et/ou nécessite plus d'explications. Le changement d'attitude de l'évaluateur vis-à-vis du risque et de l'incertitude (définie à la [section 3.2.3](#)) ou modifications dans les présentes lignes directrices, peuvent engendrer ce type de changements.

Un examen attentif est souvent nécessaire pour déterminer la cause du changement. En effet, de nombreux changements de catégorie découlent d'une combinaison de circonstances, notamment une amélioration des connaissances associée à des éléments de dégradation ou d'amélioration réelle de la situation du taxon. Dans ces cas, le code « réel » ne doit être attribué que si le degré de changement réel (modification des effectifs, du taux de déclin, de l'aire de répartition...) est suffisant en lui-même pour franchir le seuil de la catégorie applicable de la Liste rouge. Il ne faut jamais coder simultanément des raisons réelles et non réelles d'un changement de catégorie.

Exemple : l'espèce A, précédemment classée dans la catégorie En danger (D) avec une population estimée à 150 individus ; lors d'une nouvelle évaluation, elle est classée en Vulnérable (D1) parce que sa population est maintenant estimée à 400 individus ; la nouvelle estimation résulte en partie de la découverte d'une nouvelle sous-population stable de 50 individus, et en partie de l'accroissement de la sous-population déjà connue, dont les effectifs sont passés de 150 à 350 individus. L'accroissement réel suffit à lui seul pour que la population totale franchisse le seuil de la catégorie Vulnérable. En conséquence, le code à utiliser comme raison du changement de catégorie est Réel (récent) ; Non réel (Nouvelles informations) ne doit pas être employé dans ce cas.

Exemple : l'espèce B, précédemment classée dans la catégorie En danger (D) avec une population estimée à 150 individus ; lors d'une nouvelle évaluation, elle est classée en Vulnérable (D1) parce que sa population est maintenant estimée à 400 individus ; la nouvelle estimation résulte en partie de la découverte d'une nouvelle sous-population stable de 200 individus, et en partie de l'accroissement de la sous-population déjà connue, dont les effectifs sont passés de 150 à 200 individus. Dans ce cas, l'accroissement réel ne suffit pas à lui seul pour que la population totale franchisse le seuil de la catégorie Vulnérable (elle aurait dû remplir les conditions pour être classée en Vulnérable lors de l'évaluation préalable également). En conséquence le code à utiliser comme raison du changement de catégorie est Non réel (Nouvelles informations) ; Réel (récent) ne doit pas être employé dans ce cas.

Dans les cas où un changement de catégorie résulte de l'association entre une scission taxonomique et un changement réel, le code à utiliser comme raison du changement est Taxonomie si le taxon actuellement reconnu aurait précédemment rempli les conditions pour être classé dans la catégorie supérieure ou inférieure de la Liste rouge ; sinon, le code à utiliser est Réel (récent).

Exemple : l'espèce C, précédemment classée dans la catégorie VU D1 avec une population estimée à 600 individus. Elle est scindée ensuite en deux espèces : l'espèce D (540 individus, stable) et l'espèce E (ramenée de 60 individus lors de l'évaluation précédente à 40 individus maintenant). Le code à utiliser pour ce changement de catégorie relatif à l'espèce E (précédemment « Non reconnue » et maintenant CR C1) est Réel (récent) car elle aurait rempli les conditions pour être classée En danger D dans l'évaluation précédente. (L'espèce D serait classée en VU D1)

Tous les changements de catégorie correspondant au code Réel (récent) ou Réel (depuis la première évaluation) doivent être accompagnés de notes justifiant l'attribution du code « Réel ».

Exemple : la Crécerelle de Maurice *Falco punctatus* est passée de la catégorie CR en 1988 à la catégorie EN en 1994 ; le code utilisé était Réel (récent) avec la note : « La population s'est accrue, passant de huit couples en 1987–1988 à 56–68 couples en 1994 suite à une interdiction de la chasse ».

Exemple : l'Oriole de Montserrat *Icterus oberi* est passé de la catégorie NT en 1994 à CR en 2000 ; le code utilisé était Réel (récent) avec la note : « Au début des années 1990, cette espèce était présente partout dans les trois principales chaînes montagneuses de l'île, mais les éruptions volcaniques de 1995–1997 ont détruit les deux tiers des habitats restants. Des indices récents semblent indiquer un arrêt possible du déclin ; la population est estimée à 100–400 couples environ ».

Exemple : le Corbin de Stresemann éthiopien *Zavattariornis stresemanni* est passé de la catégorie Vulnérable à En danger en 2005 ; le code utilisé était Réel (depuis la première évaluation) et le changement réel est attribué à la période 1994–2000, avec la note : « les taux d'observation ont diminué de 80 % entre 1989 et 2003. À supposer que le déclin ait commencé en 1989, le déclin cumulé devrait avoir dépassé 50 % sur 10 ans pour la première fois pendant la période 1994–2000 ».

## 2.3 Nature des critères

Cinq critères quantitatifs servent à déterminer si un taxon est menacé ou non et, s'il est menacé, à quelle catégorie de menace il appartient (En danger critique, En danger ou Vulnérable) ([Tableau 2.1](#)). Ces critères sont construits autour des indicateurs biologiques des populations menacées d'extinction, comme le déclin rapide de la population ou des effectifs très réduits. La plupart des critères comportent aussi des sous-critères qui doivent être employés pour justifier plus spécifiquement l'inscription du taxon dans une catégorie donnée. Ainsi, un taxon classé « Vulnérable C2a(ii) » a été classé dans la catégorie Vulnérable parce que ses effectifs sont inférieurs à 10 000 individus matures (critère C) et la population subit un déclin continu et tous ses individus matures font partie d'une même sous-population (sous-critère a(ii) du critère C2).

Les cinq critères sont les suivants :

- A. Réduction des effectifs (passé, présente et/ou prévue)**
- B. Étendue de l'aire de répartition géographique, et fragmentation, localités peu nombreuses, déclin ou fluctuations**
- C. Effectifs réduits et en déclin, et fragmentation de la population, fluctuations ou sous-populations peu nombreuses**
- D. Effectifs très réduits ou répartition très restreinte**
- E. Analyse quantitative du risque d'extinction (par exemple, analyse de viabilité de la population)**

Pour classer un taxon spécifique dans l'une quelconque des catégories de menace, il suffit qu'un seul critère, A, B, C, D, ou E, soit rempli. Un taxon devrait toutefois être évalué selon tous les critères possibles sur la base des données disponibles, et il convient d'accompagner l'inscription de la mention du plus grand nombre de critères possibles applicables à la catégorie de menace concernée. Par exemple, En danger critique : A2cd ; B1+2ab(iv,v) ; C2a(i). Seuls doivent être mentionnés les critères relatifs à la catégorie de menace la plus élevée applicable au taxon. Ainsi, si un taxon remplit les conditions des critères A, B et C dans les catégories Vulnérable et En danger, et seulement celles du critère A pour la catégorie En danger critique, pour l'inscription il conviendra de mentionner uniquement le critère A, dont les conditions sont remplies pour la catégorie En danger critique (la catégorie de menace la plus élevée). Les évaluateurs sont invités à documenter les critères au titre desquels une espèce remplit les conditions pour une catégorie de menace inférieure, car cette information est essentielle pour planifier son rétablissement.

**Tableau 2.1.** Résumé des cinq critères (A-E) utilisés pour évaluer l'appartenance d'un taxon à l'une des catégories du groupe « menacé » (En danger critique, En danger ou Vulnérable).

<b>A. Réduction de la taille de la population.</b> Réduction (mesurée sur la plus longue des deux durées : 10 ans ou 3 générations) sur la base d'un ou plusieurs des critères A1 à A4			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 & A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A1 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction sont clairement réversibles ET comprises ET ont cessé.	<i>en se basant sur l'un des éléments suivants :</i>	(a) l'observation directe [excepté A3] (b) un indice d'abondance adapté au taxon (c) la réduction de la zone d'occupation (AOO), de la zone d'occurrence (EOO) et/ou de la qualité de l'habitat (d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels (e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou parasites	
A2 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.			
A3 Réduction de la population prévue, déduite ou supposée dans le futur (sur un maximum de 100 ans) [(a) ne peut pas être utilisé pour A3].			
A4 Réduction de la population constatée, estimée, déduite, prévue ou supposée, sur une période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir (sur un maximum de 100 ans dans le futur), lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.			
<b>B. Répartition géographique, qu'il s'agisse de B1 (zone d'occurrence) ET/OU B2 (zone d'occupation)</b>			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
B1. Zone d'occurrence (EOO)	< 100 km <sup>2</sup>	< 5 000 km <sup>2</sup>	< 20 000 km <sup>2</sup>
B2. Zone d'occupation (AOO)	< 10 km <sup>2</sup>	< 500 km <sup>2</sup>	< 2 000 km <sup>2</sup>
ET au moins 2 des 3 conditions suivantes :			
(a) Sévèrement fragmentée OU nombre de localités	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Déclin continu constaté, estimé, déduit ou prévu de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat, (iv) nombre de localités ou de sous-populations, (v) nombre d'individus matures			
(c) Fluctuations extrêmes de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) nombre de localités ou de sous-populations, (iv) nombre d'individus matures			
<b>C. Petite population et déclin</b>			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
Nombre d'individus matures	< 250	< 2 500	< 10 000
ET au moins un des sous-critères C1 ou C2 :			
C1. Un déclin continu constaté, estimé ou prévu (sur un maximum de 100 ans dans le futur) d'au moins :	25% en 3 ans ou 1 génération (sur la plus longue des deux durées)	20% en 5 ans ou 2 générations (sur la plus longue des deux durées)	10% en 10 ans ou 3 générations (sur la plus longue des deux durées)
C2. Un déclin continu constaté, estimé, prévu ou déduit ET au moins 1 des 3 conditions suivantes :			
(a) (i) Nombre d'individus matures dans chaque sous-population :	≤ 50	≤ 250	≤ 1 000
(ii) % d'individus matures dans une sous-population =	90–100%	95–100%	100%
(b) Fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures			
<b>D. Population très petite ou restreinte</b>			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
D. Nombre d'individus matures	< 50	< 250	D1. < 1 000
D2. Pour la catégorie VU uniquement Zone d'occupation restreinte ou nombre de localités limité et susceptibles d'être affectées à l'avenir par une menace vraisemblable pouvant très vite conduire le taxon vers EX ou CR.	-	-	D2. en règle générale : AOO < 20 km <sup>2</sup> ou nombre de localités ≤ 5
<b>E. Analyse quantitative</b>			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
Indiquant que la probabilité d'extinction dans la nature est :	≥ 50% sur 10 ans ou 3 générations, sur la plus longue des deux durées (100 ans max.)	≥ 20% sur 20 ans ou 5 générations, sur la plus longue des deux durées (100 ans max.)	≥ 10% sur 100 ans

1 L'utilisation de cette fiche de synthèse requiert la pleine compréhension des *Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN* et des *Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN*. Merci de se référer à ces deux documents pour l'explication des termes et concepts utilisés ici.

Bien que les critères pour chacune des catégories de menace soient fondés sur des seuils quantitatifs, le système reste relativement flexible, ce qui permet d'évaluer des taxons pour lesquels on dispose de très peu d'informations. À cet effet, la déduction, la supposition et la prévision ont été incorporées dans le processus d'évaluation. Les évaluateurs doivent avoir recours aux meilleures informations disponibles, associées à la déduction et à la prévision, pour évaluer un taxon selon les critères. Si l'on emploie la déduction, la supposition et la prévision, les hypothèses qui en découlent doivent être documentées. S'il existe des préoccupations fondées concernant le risque d'extinction d'un taxon dans un avenir proche, celui-ci devrait pouvoir remplir les critères d'une catégorie de menace.

L'inscription dans la catégorie de menace la plus élevée (au lieu d'établir, par exemple, la moyenne du risque d'extinction en fonction des cinq critères) permet une approche de précaution plus marquée pour la prise de décisions urgentes reposant sur des informations limitées. Cela permet aussi à l'évaluation des risques dans son ensemble de s'appuyer sur les facteurs les plus critiques pour la survie des espèces. Cette approche n'est pas sans rappeler celle des médecins dans les services d'urgence, qui focalisent leur évaluation des patients sur les symptômes les plus graves, plutôt que d'établir une moyenne où les symptômes positifs annuleraient les symptômes négatifs (Collen *et al.* 2016). Les cinq critères (A-E) proviennent de recherches visant à détecter les facteurs de risque pour un très vaste éventail d'organismes en fonction de leurs différents cycles biologiques. Les critères visent à déceler les symptômes d'une situation de danger plutôt que ses causes. Ils sont donc applicables à tout phénomène de menace produisant des symptômes tels qu'une réduction passée et future des effectifs, des effectifs en nombre réduit, et des aires de répartition restreintes. Un taxon peut être classé comme menacé même si la menace n'a pas été identifiée. Indépendamment de la nature des menaces, les évaluations doivent suivre les indications de l'UICN (2001, 2012b) et les présentes lignes directrices pour assurer une application valide des critères. Cependant, l'application des critères à certaines menaces, en particulier celles qui sont nouvelles, ou à des processus encore mal connus comme le changement climatique mondial, nécessite parfois des indications plus approfondies. La [section 12](#) comporte des orientations spécifiques pour le traitement d'un certain nombre de menaces.

D'après certaines études, lorsque des taxons sont évalués selon les cinq critères, il y aura une tendance à les rattacher aux critères A à D plutôt qu'au critère E. Il y a plusieurs raisons possibles à cela. Premièrement, une évaluation fiable selon le critère E nécessite en général plus de données et d'analyses, ce qui n'est pas toujours possible en pratique. Deuxièmement, même si chaque critère correspond en moyenne à un risque d'extinction identique, une espèce donnée a plus de probabilités de remplir un critère pris sur un ensemble de quatre qu'un seul critère isolé. Troisièmement, les seuils des critères A à D sont peut-être davantage axés sur le principe de précaution, ce qui est justifié puisqu'ils sont fondés sur des informations partielles ou sont généralement utilisés lorsque peu d'information est disponible ; *a contrario*, le critère E peut (et doit) incorporer tous les éléments ayant une incidence sur la dynamique des populations. Lorsqu'on dispose de peu d'informations et que les données ne permettent d'évaluer qu'un ou deux critères de A à D, on pourrait très facilement « rater » des taxons devant être inscrits sur la Liste (Keith *et al.* 2000) ; en d'autres termes, il y a une marge d'erreur plus importante pour les critères A à D, ce qui explique que les seuils tiennent davantage compte de la précaution. Il convient toutefois de mentionner que, si certaines études considèrent que les critères A à D sont plus axés sur la précaution que le critère E (notamment Gärdenfors 2000), d'autres estiment que les critères A à D ne sont pas tellement préventifs, notamment lorsqu'on dispose de peu de données (par exemple Keith *et al.* 2004).

### 2.3.1 Les seuils quantitatifs

Les valeurs quantitatives associées aux critères liés aux catégories de menace ont été définies par le biais d'une consultation très étendue ; elles sont généralement admises comme étant appropriées (c.-à-d., à des niveaux générant des catégories de menaces informatives qui élargissent l'éventail des probabilités d'extinction ; voir ci-après). Une forte cohérence a été recherchée entre elles. Les procédures et les connaissances techniques pour la Liste rouge de l'UICN, ainsi que les processus biologiques fondamentaux qui sous-tendent le déclin des populations et l'extinction des espèces, et sur lesquels sont basés les critères, sont décrits par Mace *et al.* (2008).

Les valeurs quantitatives établissent les seuils entre les catégories de la Liste rouge CR et EN, EN et VU, et VU et NT. Une idée fautive au sujet des critères est que ces seuils sont arbitraires. L'établissement des limites entre les catégories de risque est subjectif, mais il n'existe aucune raison théorique recommandant de procéder autrement (Collen *et al.* 2016). En fait, ces limites doivent être subjectives car elles répartissent en blocs catégoriques le risque d'extinction, lequel est une mesure continue. Ainsi, leurs valeurs numériques ne peuvent s'appuyer que sur des considérations pratiques et non théoriques.

Deux types de considérations pratiques sont pertinents. Le premier est l'utilité, ou la pertinence en termes de conservation, de la liste qui en découle, classant les espèces dans les différentes catégories de menace. Le continuum aurait pu être scindé différemment, conduisant au classement de très peu d'espèces, ou de la grande majorité des espèces, dans l'une des catégories de menace. Ceci n'aurait pas été très utile en termes d'éclairage à des fins de conservation. La proportion d'espèces relevant actuellement des trois catégories du groupe « Menacé » indique que les limites actuelles sont raisonnables. Ainsi, qu'il s'agisse des groupes entièrement évalués ou des groupes pour lesquels un sous-ensemble aléatoire d'espèces a été évalué, la proportion de taxons dans chaque catégorie n'est ni négligeable ni écrasante, ce qui est conforme à l'objectif de la Liste rouge qui est de fournir un indicateur éclairé quant au risque d'extinction (Collen *et al.* 2016).

Le second type de considérations pratiques concerne les limites imposées par la disponibilité et la qualité des données. Par exemple, le seuil le plus élevé pour le critère A est fixé à 90 % car s'il était fixé à un niveau plus proche d'une réduction de 100 %, le taxon pourrait s'éteindre avant de pouvoir être classé en CR. Le seuil le plus faible est fixé à 30 % ; cette valeur était établie à 20 % dans la version précédente des critères (version 2.3 ; UICN 1994) mais elle a été relevée pour permettre une meilleure distinction entre les fluctuations et les réductions. Les seuils restants sont ainsi répartis de manière plus ou moins homogène entre 30 % et 90 %. Des considérations similaires s'appliquent à l'échelle temporelle du critère A, laquelle doit être suffisamment longue pour permettre de détecter les déclinés réels et de ne pas les confondre avec des fluctuations. L'échelle temporelle doit aussi être suffisamment courte pour permettre une estimation fiable et pour représenter le risque d'extinction substantiel pour un déclin global donné. En termes de mesure spatiale, les seuils équilibrent le besoin de précision et la réalité du manque de finesse des données spatiales pour la plupart des taxons. Par exemple, les seuils de la zone d'occupation (AOO) auraient pu être fixés à un niveau inférieur, mais cela aurait nécessité une mesure plus précise (une taille de grille inférieure à la grille de 2 × 2 km recommandée ; voir [section 4.10](#)), ce qui n'est pas pratique pour de nombreux taxons.

Un important attribut des seuils numériques des critères est le fait qu'un unique ensemble de seuils s'applique à tous les taxons, ce qui est utile à des fins de comparaison entre les taxons. Naturellement, les différents taxons présentent des caractéristiques différentes, et cette variabilité est prise en compte en utilisant des définitions sur mesure, c'est-à-dire des paramètres définis en

intégrant les caractéristiques du cycle biologique du taxon (par exemple, la définition du nombre d'individus matures). Ainsi, ces définitions tiennent compte du cycle biologique des espèces ; les critères intègrent également le cycle biologique en mettant à l'échelle la réponse des populations face aux menaces, ceci en fonction de la durée générationnelle, afin de prendre en considération la variation du renouvellement des populations (même si, en pratique, l'horizon temporel pour les futurs déclin est limité à 100 ans, quelle que soit la durée générationnelle). L'absence de prise en compte adéquate des définitions est à l'origine de la majorité des erreurs et des idées fausses concernant l'utilisation de ces mesures normalisées. Par conséquent, une grande partie des présentes lignes directrices (par exemple, l'intégralité de la [section 4](#)) est consacrée aux définitions des termes et des paramètres utilisés dans les critères.

Un autre attribut important des seuils numériques des critères est le fait qu'ils sont exclusivement liés à la définition des variables correspondantes. En d'autres termes, pour comparer une valeur mesurée par rapport à un seuil, il est nécessaire que la valeur soit mesurée selon la définition de l'UICN (2001, 2012b) figurant dans les présentes lignes directrices. Une erreur fréquemment commise consiste à appliquer ces seuils aux valeurs de variables qui ne sont pas calculées selon les définitions fournies ici. Par exemple, si l'on appliquait les seuils de réduction du critère A aux déclin intervenant sur des périodes autres que trois générations/10 ans (par exemple, Shoo *et al.* 2005), ceci engendrerait des estimations des risques non conformes aux catégories de la Liste rouge (pour plus d'exemples, voir Akçakaya *et al.* 2006). Même lorsqu'il y a de bonnes raisons de mesurer la réduction sur une période différente (voir [section 4.5.1](#)), la valeur mesurée doit être mise à l'échelle pour la bonne période avant de pouvoir la comparer aux seuils du critère A. De manière similaire, l'application des seuils d'AOO aux zones mesurées à haute résolution (par exemple, Cardoso *et al.* 2011) ou l'application des seuils d'EEO aux zones calculées selon la définition de l'AOO (par exemple, Ocampo-Peñuela *et al.* 2016) donnerait lieu à des catégories de menace non comparables aux catégories de la Liste rouge et l'application des critères ne serait donc pas valide. Par conséquent, les zones calculées doivent être mesurées selon la définition de l'AOO et de l'EEO (ou bien elles doivent être mises à l'échelle, en les réduisant ou en les augmentant selon le cas) avant de pouvoir être comparées aux seuils applicables à ces variables. Pour plus d'informations, voir les [sections 4.10.3](#) et [4.10.7](#).

## 2.4 Priorités et actions de conservation

La catégorie de menace n'est pas forcément suffisante pour déterminer les priorités applicables aux actions de conservation. Elle ne fait qu'évaluer le risque d'extinction dans les circonstances actuelles, tandis qu'un système d'évaluation des priorités pour l'action devra comprendre de nombreux éléments complémentaires, comme les coûts, la logistique, les probabilités de succès et d'autres caractéristiques biologiques (Mace et Lande, 1991). En conséquence, la Liste rouge ne doit pas être considérée comme un outil de définition des priorités (UICN 2001, 2012b). Mesurer les menaces et déterminer des priorités pour l'action sont deux démarches différentes, et cette différence doit être prise en considération. Cependant, l'évaluation des taxons sur la base des critères de la Liste rouge représente un premier pas crucial pour la détermination des priorités en matière d'actions de conservation.

De nombreux taxons évalués sur la base des critères de la Liste rouge font déjà l'objet de certaines mesures de protection. Les critères relatifs aux catégories menacées doivent être appliqués à un taxon quel que soit le niveau de protection dont il bénéficie déjà, et toutes les mesures de conservation doivent figurer dans le dossier d'évaluation. Il est important de souligner ici qu'un taxon peut nécessiter des mesures de conservation même s'il n'est pas classé comme menacé, et

que des taxons menacés faisant l'objet de mesures efficaces de conservation peuvent être retirés de la liste à mesure que leur situation s'améliore avec le temps.

## 2.5 Documentation

Toutes les évaluations doivent être documentées. Tout classement dans les catégories menacées doit indiquer les critères et sous-critères qui le justifient. Ainsi, pour un taxon classé En danger A2cd, le critère A2 indique que le taxon a subi une réduction de ses effectifs égale ou supérieure à 50 % depuis 10 ans ou trois générations (selon la période la plus longue), et les sous-critères indiquent que le déclin des individus matures est dû à un déclin de l'EOO, de l'AOO et/ou de la qualité de l'habitat, ainsi qu'au niveau d'exploitation. L'indication précise des sous-critères justifie le classement d'un taxon dans une catégorie spécifique ; si nécessaire, le raisonnement ayant motivé le classement peut être revu. Aucune évaluation pour la Liste rouge, relevant d'une catégorie du groupe « Menacé » ou de NT, ne peut être considérée comme valide sans l'indication d'au moins un critère de classement et des sous-critères applicables. Si plus d'un critère ou sous-critère est satisfait pour la catégorie de menace la plus élevée, alors ils doivent tous être indiqués. Les critères correspondant à des catégories de menace inférieures doivent aussi être documentés dans la justification l'évaluation. Si une évaluation ultérieure indique que le critère documenté n'est plus rempli, ceci n'implique pas un classement automatique dans une catégorie de menace inférieure (déclassement). Dans ce cas, le taxon doit être réévalué par rapport à tous les critères afin de clarifier son statut. Les éléments ayant servi à déterminer que les critères étaient remplis doivent être précisés et documentés, notamment lorsqu'on a eu recours à des projections et des déductions. Toute la documentation requise est décrite à l'Annexe 3 des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN (version 3.1) (UICN 2012b) et dans le document (en anglais) *Supporting Information Guidelines for IUCN Red List Assessments*, téléchargeable à l'adresse <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/supporting-information-guidelines>.

## 3. Qualité des données

### 3.1 Disponibilité des données, déduction, supposition et prévision

Les Critères de la Liste rouge sont conçus pour être appliqués aux taxons à l'échelle mondiale. Cependant, il est très rare que l'on dispose de données détaillées et pertinentes pour l'ensemble de l'aire de répartition d'un taxon. Pour cette raison, les critères de la Liste rouge prévoient le recours à la déduction, à la supposition et à la projection (prévision), afin de permettre l'évaluation de taxons en l'absence de données complètes. Bien que les critères soient par nature quantitatifs, l'absence de données de grande qualité ne devrait pas décourager les tentatives d'application des critères. Outre le niveau de qualité et d'exhaustivité des données, l'ensemble de données peu aussi comporter un degré d'incertitude, ce qui doit être pris en considération lors d'une évaluation de la Liste rouge. L'incertitude des données est abordée spécifiquement à la [section 3.2](#).

Dans les critères de l'UICN, les termes Constaté, Estimé, Prévu, Déduit et Supposé font référence à la nature des preuves (incluant les aspects liés à la qualité des données) relatives à des critères spécifiques. Ainsi, le critère A, par exemple, permet d'utiliser une réduction déduite ou supposée, tandis que le critère C1 ne permet que des déclinés estimés et que le critère C2 précise qu'il s'agit d'un déclin « constaté, prévu ou déduit ». Ces termes sont définis comme suit :

**Constaté** : informations directement fondées sur des observations bien documentées de tous les individus connus au sein de la population (concrètement, il s'agit d'un recensement des individus connus).

**Estimé** : informations fondées sur des calculs pouvant inclure des hypothèses statistiques relatives à l'échantillonnage, ou des hypothèses biologiques relatives au rapport entre une variable constatée (un indice d'abondance par exemple) et une variable d'intérêt (nombre d'individus matures par exemple). Par exemple, des comptages par transect des mâles chanteurs d'une espèce d'oiseau peuvent être utilisés avec des hypothèses sur les proportions globales de mâles matures qu'ils représentent et sur la proportion mâles/femelles pour estimer le nombre d'individus matures. Les hypothèses utilisées doivent être énoncées et justifiées dans la documentation. Une estimation peut aussi impliquer une interpolation temporelle afin de calculer la variable voulue pour une période donnée de temps (par exemple, une réduction sur dix ans fondée sur des constatations ou estimations des effectifs 5 et 15 ans auparavant). Pour des exemples, voir les commentaires relatifs au critère A.

**Prévu** : même chose qu'« estimé », mais la variable recherchée est extrapolée dans le temps vers l'avenir, ou dans l'espace. Les prévisions de variables nécessitent des explications relatives à la méthode d'extrapolation (par exemple, justification des hypothèses statistiques ou du modèle de population employé) ainsi que l'extrapolation des menaces réelles ou potentielles vers l'avenir, y compris leurs taux de variation.

**Déduit** : informations à l'intérieur du même type général d'unités mais ne mesurant pas directement la variable recherchée (voir plus bas la définition du terme « Supposé » pour obtenir des exemples de variables qui ne sont pas mesurées en utilisant le même type général d'unités). Il peut s'agir par exemple d'une réduction de la population (A2d) déduite d'une variation dans les statistiques de capture, d'un déclin continu du nombre d'individus matures (C2) déduit des estimations du commerce, ou d'un déclin continu de la zone d'occupation (B1b(ii,iii), B2b(ii,iii)) déduit du taux de destruction des habitats. Les valeurs déduites font davantage appel à des hypothèses que les valeurs estimées. Ainsi, la déduction d'une réduction à partir des statistiques de capture nécessite non seulement des hypothèses statistiques (échantillonnage aléatoire par exemple) et biologiques (sur le rapport entre la part prélevée de la population et l'ensemble de celle-ci) mais aussi des hypothèses relatives aux tendances en matière d'effort, d'efficacité et de répartition spatio-temporelle de la part exploitée par rapport à l'ensemble de la population. La déduction peut aussi impliquer l'extrapolation d'une quantité constatée ou estimée issue de sous-populations connues afin de calculer la même quantité pour d'autres sous-populations. L'existence de données suffisantes pour procéder à ce genre de déduction dépendra de l'importance de la taille des sous-populations connues par rapport à l'ensemble de la population, ainsi que de l'applicabilité au reste du taxon des menaces et tendances constatées chez les sous-populations connues. La méthode d'extrapolation à des sous-populations inconnues dépend des critères et du type de données disponibles pour les sous-populations connues. Pour plus d'indications à ce sujet, voir des critères spécifiques (par exemple, voir la [section 4.5](#) pour l'extrapolation de la réduction de la population en vue d'évaluations du critère A).

**Supposé** : informations fondées sur des variables correspondant à différents types d'unités, par exemple, pourcentage de réduction de la population en fonction de la dégradation de la qualité de l'habitat (A2c) ou des cas de maladies (A2e), ou sur des éléments circonstanciels. Ainsi, des preuves d'une perte de qualité de l'habitat peuvent permettre de *déduire* qu'il y a un déclin qualitatif (continu) de la zone d'occupation, tandis que des preuves de la quantité d'habitat perdu peuvent permettre de *supposer* que la population subit une réduction à un taux donné. En règle générale, une réduction supposée des effectifs peut être fondée sur tout facteur relatif à l'abondance ou à la distribution de la population, y compris les effets d'autres taxons (ou la dépendance vis-à-vis de ces derniers), à condition que la pertinence des arguments avancés puisse être raisonnablement démontrée.

## 3.2 L'incertitude

Les données employées pour évaluer les taxons selon les différents critères comportent souvent un fort degré d'incertitude. Il ne faut pas confondre l'incertitude des données avec une absence de données pour certaines parties de l'aire de répartition d'une espèce ou pour certains paramètres. Cette question est abordée à la [section 3.1](#) (Disponibilité des données, déduction et projection). L'incertitude des données peut découler de l'un quelconque ou de l'ensemble des trois éléments suivants : variabilité naturelle, imprécision dans les termes et définitions employés dans les critères (incertitude sémantique), erreurs de mesure (Akçakaya *et al.* 2000). La façon d'aborder l'incertitude peut avoir une forte incidence sur les résultats d'une évaluation. Les méthodes recommandées pour traiter l'incertitude sont décrites ci-dessous.

### 3.2.1 Types d'incertitude

La variabilité naturelle découle du fait que le cycle biologique des espèces et les milieux où elles habitent changent dans le temps et dans l'espace. Cette variabilité n'a qu'une incidence limitée sur les critères, puisque chaque paramètre renvoie à une échelle temporelle ou spatiale spécifique. Cependant, la variabilité naturelle peut poser problème. Il existe par exemple une variabilité spatiale de l'âge de maturité des tortues marines ; pour ces taxons, il faut procéder à une seule estimation représentant au mieux la fourchette des valeurs existantes. L'incertitude sémantique découle d'une définition imprécise des termes relatifs aux critères ou de différences dans l'utilisation de ces termes par les différents évaluateurs. Malgré les tentatives d'amélioration de la précision des termes employés pour les critères, dans certains cas il n'est pas possible d'y parvenir sans réduire la portée générale. Ces lignes directrices visent à réduire l'incertitude sémantique en expliquant les termes en détail et pour différents contextes ; et nous encourageons les évaluateurs à mettre en évidence les zones d'incertitude sémantique qui subsistent. Les erreurs de mesure sont souvent la principale cause d'incertitude ; elles découlent de l'absence d'informations précises sur les paramètres utilisés dans les critères. Ceci peut être dû à des inexactitudes dans les valeurs estimées ou à un manque de connaissances. Les erreurs de mesure peuvent être réduites ou éliminées par l'acquisition de données supplémentaires (Akçakaya *et al.* 2000, Burgman *et al.* 1999). Une autre source d'erreurs de mesure est l'« erreur d'estimation », par exemple l'échantillonnage de données erronées ou les conséquences de l'estimation d'une quantité (mortalité naturelle par exemple) à l'aide de méthodes pas suffisamment solides. Cette source d'erreurs de mesure n'est pas forcément réduite par l'acquisition de données supplémentaires.

### 3.2.2 Représentation de l'incertitude

L'incertitude peut être représentée en indiquant une meilleure estimation et un éventail de valeurs plausibles pour une quantité donnée. La meilleure estimation peut être elle-même une fourchette, mais dans tous les cas, la meilleure estimation doit se trouver à l'intérieur de l'éventail de valeurs plausibles. La fourchette plausible peut être définie par différentes méthodes, comme des intervalles de confiance ou de probabilité, l'avis d'un expert unique ou le consensus d'un groupe d'experts. La méthode utilisée doit être précisée et justifiée dans la documentation de l'évaluation.

### 3.2.3 Tolérance au désaccord et limite de risque acceptable

Pour l'interprétation et l'utilisation de données peu sûres, l'approche adoptée vis-à-vis du risque et de l'incertitude peut jouer un rôle important. Premièrement, les évaluateurs doivent décider soit d'inclure tout l'éventail des valeurs probables dans les évaluations, soit d'exclure les valeurs extrêmes (tolérance au désaccord). L'incertitude perçue concernant les données est réduite lorsqu'un évaluateur a une forte tolérance au désaccord et de ce fait exclut les valeurs extrêmes. D'un côté, il est parfois souhaitable d'exclure les valeurs extrêmes si celles-ci ne sont pas réalistes

(par exemple, les résultats issus d'opinions témoignant d'une subjectivité plutôt que d'une incertitude des données sous-jacentes). D'un autre côté, il est important que les évaluations représentent précisément le niveau d'incertitude. Nous recommandons que la tolérance au désaccord (représentant l'attitude à l'égard de l'incertitude) soit fixée à une faible valeur qui dans la plupart des cas peut même atteindre 0,0 (en incluant l'ensemble des résultats possibles).

Deuxièmement, les évaluateurs doivent décider d'adopter soit le principe de précaution, soit le principe de la preuve face au risque (limite du risque acceptable). Le principe de précaution (faible tolérance au risque) conduit à classer un taxon comme menacé pour se prémunir, à moins d'être sûr que le taxon en question n'est pas menacé, tandis que le principe de la preuve ne classe un taxon comme menacé que s'il existe suffisamment de preuves pour justifier ce choix. Une méthode développée pour intégrer l'attitude face au risque et à l'incertitude (Akçakaya *et al.* 2000) a été mise en œuvre au sein du SIS (Service d'information sur les espèces) et du logiciel RAMAS<sup>®</sup> de la Liste rouge (Akçakaya et Root 2007). Ces systèmes étant utilisés par différentes institutions (notamment pour les évaluations nationales), il n'est pas pertinent de définir des valeurs pour les paramètres relatifs à l'attitude en fonction de constantes spécifiques. En effet, les paramètres relatifs à l'attitude sont subjectifs et reflètent les valeurs des évaluateurs. Toutefois, pour les inscriptions dans la Liste rouge de l'UICN au niveau mondial, il est pertinent d'utiliser une unique valeur de tolérance au risque pour toutes les évaluations, afin d'assurer la cohérence des évaluations pour tous les taxons. En particulier, pour la Liste rouge de l'UICN, la valeur de tolérance au risque ne doit pas dépendre de facteurs comme l'importance (écologique, économique, sociétale et évolutive) de l'espèce, ses chances de rétablissement, les coûts des mesures pour sa sauvegarde, etc. (ces facteurs peuvent être utilisés pour hiérarchiser la priorité des mesures de conservation mais pas pour l'inscription sur la Liste rouge). Ce paramétrage lié aux institutions, concernant la Liste rouge de l'UICN, doit refléter les raisons justifiant cette utilisation (détermination du statut de la menace au niveau mondial), l'objectif général du maintien d'une cohérence au sein de la Liste rouge de l'UICN, et les valeurs de l'UICN. L'UICN (2001) précise que « (...) lorsque l'incertitude conduit à une variation considérable dans les résultats des évaluations, il convient de mentionner l'ensemble des résultats possibles. Une seule catégorie doit être choisie et le raisonnement ayant conduit à la décision doit être décrit et étayé ; il importe de suivre une démarche à la fois prudente et crédible » et les évaluateurs « doivent éviter d'adopter le principe de la preuve et choisir une approche de précaution qui reste réaliste vis-à-vis de l'incertitude lorsqu'ils appliquent les critères ». Une approche de précaution qui reste réaliste nécessiterait que le paramètre de tolérance au risque soit légèrement inférieur à la valeur médiane, c.-à-d. une valeur probablement située dans la fourchette 0,40-0,49.

#### 3.2.4 Comment traiter l'incertitude

Il est recommandé aux évaluateurs d'adopter une approche de précaution qui reste réaliste, et d'éviter d'adopter le principe de la preuve vis-à-vis des incertitudes lorsqu'il s'agit d'appliquer les critères (faible tolérance au risque). Dans ce but, on peut utiliser des limites inférieures plausibles, plutôt que les meilleures estimations, pour déterminer les valeurs utilisées aux fins des critères. Il est recommandé d'éviter l'approche du « scénario le plus pessimiste », car cela peut conduire à des inscriptions irréalistes par souci de précaution. Toutes les approches doivent être documentées de façon explicite. Dans les cas où les écarts entre les valeurs probables (après exclusion des valeurs extrêmes ou improbables) pourraient conduire à classer un taxon dans deux ou plusieurs catégories de menace, l'approche de précaution recommande de l'inscrire dans la catégorie la plus élevée (la plus menacée).

Dans quelques cas rares, les incertitudes peuvent aboutir à l'existence de deux catégories plausibles non consécutives. C'est par exemple le cas lorsque la zone d'occurrence (EOO) ou la

zone d'occupation (AOO) sont inférieures au seuil de la catégorie En danger (EN) et qu'un sous-critère est indubitablement rempli, mais qu'il y a une incertitude par rapport au deuxième sous-critère. En fonction de cela, la catégorie peut être En danger (EN) ou Quasi menacé (NT). Dans ces cas, la catégorie peut être définie comme la fourchette EN-NT dans la documentation (en indiquant les raisons) et les évaluateurs devront choisir la plus plausible des catégories, qui pourrait être aussi Vulnérable (VU). Le choix, qui doit être justifié, dépend du degré de précaution (voir [section 3.2.3](#)).

La [section 4.5](#) comprend des lignes directrices spécifiques pour aborder l'incertitude dans l'évaluation, selon le critère A, de taxons comportant des sous-populations multiples ou à large répartition. Cette section donne des indications précises pour l'utilisation d'estimations incertaines, la prise en considération de l'incertitude de la tendance au déclin de la population, et l'utilisation de données appartenant à des unités d'abondance différentes.

### 3.2.5 *Documentation de l'incertitude et interprétation des inscriptions dans les catégories*

L'inscription dans une catégorie n'indique pas le degré d'incertitude lié à l'évaluation d'un taxon spécifique, ce qui peut compliquer et dévaloriser l'interprétation des inscriptions sur la Liste. Lorsqu'on emploie une fourchette probable pour chaque paramètre afin d'évaluer les critères, on peut obtenir un éventail de catégories, ce qui reflète l'incertitude dans les données. Cependant, sur la Liste rouge, le taxon sera inscrit dans une seule catégorie, fondée sur une approche spécifique vis-à-vis de l'incertitude, avec l'indication des critères remplis. Il est important de noter qu'on peut indiquer l'éventail de catégories possibles, ainsi que l'approche adoptée par les évaluateurs vis-à-vis de l'incertitude, dans le dossier qui accompagne l'évaluation. L'inclusion d'informations sur l'incertitude dans la documentation permet aux usagers de la Liste rouge d'avoir accès à des informations importantes qui les aideront à interpréter les classements et éclaireront les débats relatifs à des classements ou à des problèmes spécifiques.

### 3.2.6 *L'incertitude et l'application des catégories Données insuffisantes et Quasi menacé*

Le degré d'incertitude des données utilisées pour les évaluations peut ou non avoir une incidence sur l'application des catégories *Données insuffisantes* et *Quasi menacé*. Des orientations pour l'application de ces catégories figurent à la [section 10](#).

## **4. Définitions des termes utilisés dans les Critères et leur Calcul**

Les termes utilisés dans les Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN doivent être bien compris pour assurer une évaluation correcte des taxons. Les termes suivants sont définis dans les *Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN ((version 3.1), pages 10 à 13 (UICN 2001, 2012b))*. Ces définitions sont reproduites ici, avec des éléments complémentaires pour aider à leur interprétation et le calcul de ces termes.

### **4.1 Population et effectifs (critères A, C et D)**

« Dans les Critères de la Liste rouge, le terme « population » est utilisé dans une acception particulière, qui diffère de l'usage biologique habituel. La population est définie comme le nombre total d'individus d'un taxon. Pour des raisons pratiques, liées principalement aux différences entre formes de vie, les effectifs sont exprimés en nombre d'individus matures uniquement. Dans le cas de taxons dont le cycle de vie dépend obligatoirement, en totalité ou en partie, d'autres taxons, il convient d'utiliser des valeurs biologiquement appropriées pour le taxon hôte. » (UICN 2001, 2012b)

La définition ci-dessus signifie que le terme « population » (au sens de l'UICN 2001, 2012b) comprend tous les individus (matures ou se trouvant à d'autres étapes du cycle de vie) appartenant au taxon dans l'ensemble de son aire de répartition. « Population » et « effectifs » ne sont pas synonymes. La définition des « effectifs » comporte deux éléments importants. Premièrement, les effectifs sont mesurés seulement en termes d'individus matures. En conséquence, la définition des « effectifs » dépend essentiellement de ce que l'on entend par « individus matures » ; la [section 4.3](#) ci-dessous traite de cette définition. Deuxièmement, les effectifs sont définis comme le nombre total d'individus matures se trouvant dans l'ensemble des zones. Même si une partie du taxon est constituée par des sous-populations pouvant être considérées comme des populations distinctes au sens biologique général, aux effets des critères le nombre total d'individus matures se trouvant dans toutes les zones (ou toutes les sous-populations) sert à mesurer les « effectifs » du taxon.

## 4.2 Sous-populations (critères B et C)

« Par sous-populations, on entend des groupes distincts de la population, au plan géographique par exemple, entre lesquels les échanges démographiques ou génétiques sont limités (en règle générale une migration réussie d'un individu ou d'un gamète par an au plus). » (UICN 2001, 2012b)

L'incidence des sous-populations dans le cadre des critères est liée aux risques accrus subis par des taxons lorsque la population est subdivisée en de nombreuses petites unités spatiales ou lorsque la plupart des individus sont concentrés en une seule unité de ce type. Les méthodes opérationnelles pour déterminer le nombre de sous-populations peuvent varier selon le taxon ; dans le cas des espèces d'arbres, par exemple, une sous-population peut être définie comme un segment de la population spatialement distinct pour lequel la migration (de graines ou de pollen) provenant d'autres sous-populations est insignifiante ou n'est pas réussie en termes de reproduction.

S'il est vrai que les sous-populations ont normalement peu d'échanges démographiques ou génétiques entre elles, cette situation n'équivaut pas forcément à un isolement complet. En d'autres termes, les sous-populations ne sont pas nécessairement entièrement isolées. Même des espèces mobiles ont parfois des sous-populations multiples, puisqu'une forte mobilité n'est pas toujours synonyme de connectivité génétique ou démographique. Ainsi, même si une espèce migre à des milliers de kilomètres chaque année, si elle a un fort degré de fidélité à ses sites de naissance et de reproduction, il peut y avoir peu d'agents de dispersion entre les sous-populations à l'intérieur de l'aire de reproduction, ce qui rend nécessaire la reconnaissance de sous-populations multiples.

## 4.3 Individus matures (critères A, B, C et D)

« Le nombre d'individus matures est défini comme le nombre connu, estimé ou déduit d'individus en mesure de se reproduire. Pour estimer ce nombre, il faut tenir compte des points suivants :

- Tous les individus matures dont la fonction de reproduction est inhibée doivent être exclus (par ex. lorsque la densité est trop faible pour qu'il y ait fécondation).
- Dans le cas de populations présentant une proportion des sexes (sex-ratio) déséquilibrée chez des individus matures ou les reproducteurs, il convient d'utiliser des estimations plus faibles du nombre d'individus matures pour tenir compte de cette situation.
- Lorsque les effectifs d'une population fluctuent, il convient d'utiliser une estimation plus faible. Dans la plupart des cas ce chiffre sera bien inférieur à la moyenne.

- Les unités reproductrices au sein d'un clone doivent être comptées comme des individus, sauf lorsqu'elles sont incapables de survivre isolées (les coraux, par exemple).
- Dans le cas de taxons qui perdent naturellement l'ensemble ou une partie des individus matures à un certain moment du cycle biologique, il convient de procéder à l'estimation au moment voulu, lorsque les individus matures sont disponibles pour la reproduction.
- Avant de compter les individus réintroduits au nombre des individus matures, il faut attendre qu'ils aient engendré des descendants viables. » (UICN 2001, 2012b)

#### 4.3.1 Notes sur la définition des individus matures

Cette définition des individus matures diffère légèrement de celle de la version 2.3 des Catégories et Critères de la Liste rouge (UICN 1994). Certains groupes ont trouvé cette définition récente moins prudente et moins précise que la précédente, pouvant conduire à un déclassement de certains taxons (par exemple dans les cas de reproduction coopérative) même si leur risque d'extinction n'a pas varié. Il convient de souligner que la définition des individus matures a pour but de permettre de tenir compte, dans l'estimation du nombre d'individus matures, de tous les éléments susceptibles de rendre un taxon plus vulnérable que prévu. La liste des points accompagnant la définition n'est pas exhaustive et ne devrait pas restreindre l'interprétation d'un évaluateur quant aux individus matures, à condition que l'on estime le nombre connu, estimé ou déduit d'individus en mesure de se reproduire. Le terme « Reproduction » fait référence à la production de descendants (pas simplement l'accouplement ou la manifestation d'autres comportements de reproduction). La capacité d'un évaluateur à estimer ou déduire quels individus sont en mesure de se reproduire est essentielle ; elle dépend fortement des caractéristiques du taxon ou du groupe concernés. Les juvéniles, les individus sénescents, ceux dont la fonction de reproduction est inhibée et ceux faisant partie de sous-populations à la densité trop faible pour qu'il y ait fécondation ne se reproduiront pas, et donc ne peuvent être comptés parmi les individus matures. D'un autre côté, dans de nombreux taxons il y a un ensemble d'individus non reproducteurs (dont la fonction de reproduction est inhibée) qui deviendront rapidement reproducteurs si un individu mature meurt. Ces individus peuvent être considérés comme étant en mesure de se reproduire. Par exemple, chez les fourmis et les abeilles sociales, il n'y a souvent qu'une seule ou très peu de femelles effectivement reproductrices (les « reines ») en même temps, mais les larves en développement ou les abeilles ouvrières dont la fonction de reproduction a été inhibée peuvent être promues en tant que « reines » si la reine fonctionnelle meurt. Un modèle possible concernant le nombre « d'individus matures » dans ces sociétés pourrait être le nombre de reines \* 10 (exprimant le nombre de reines potentielles pouvant réalistement être produites) \* 2 (équivalent mâle). En règle générale, des évaluateurs connaissant bien la biologie de l'espèce seront mieux à même de juger.

Ces considérations s'appliquent également dans le cas de populations présentant une proportion déséquilibrée entre les sexes chez des individus matures ou les reproducteurs. Dans ce cas, il convient d'utiliser des estimations plus faibles du nombre d'individus matures pour tenir compte de cette situation. Le caractère adapté d'une estimation plus faible dépendra de la capacité biologique des individus du sexe limité à se reproduire ou non. Par exemple, s'il existe 100 mâles et 500 femelles en mesure de se reproduire, alors le nombre d'individus matures sera < 600 et peut-être même seulement 200 (=100\*2, si l'accouplement est strictement monogame). Toutefois, s'il s'agit du véritable nombre de reproducteurs certaines années et s'il existe 400 autres mâles en mesure de se reproduire (mais qui ne se sont pas reproduits pendant l'année où les données ont été recueillies), il y aurait alors 1 000 individus matures.

Il convient de noter que les effectifs réels ( $N_e$ ) ne peuvent pas être utilisés en tant qu'estimation du nombre d'individus matures. Ceci s'explique notamment par le fait que les individus dont la fonction de reproduction est inhibée n'entrent pas dans le calcul de  $N_e$  mais, comme expliqué plus haut, ils peuvent être comptabilisés en tant qu'individus matures.

Dans le cas de taxons dépendant obligatoirement d'autres taxons pour tout ou partie de leur cycle biologique, on peut employer des valeurs biologiquement correctes d'individus matures pour le taxon hôte. Ce nombre peut être bien inférieur au nombre total d'individus matures du taxon hôte, car en règle générale d'autres facteurs empêchent le taxon dépendant d'utiliser tous les individus hôtes.

Le nombre d'individus matures peut être estimé au moyen d'une équation  $d * A * p$ , où  $d$  est une estimation de la densité de la population,  $A$  une estimation de l'aire, et  $p$  une estimation de la proportion d'individus matures. Cependant, cette méthode conduit souvent à une surestimation grossière du nombre d'individus matures si les paramètres ne sont pas fixés de manière adaptée. En conséquence, en utilisant cette formule, une grande attention doit être portée aux aspects suivants : (a) l'aire doit être correctement sélectionnée et  $d$  doit être une estimation de la moyenne sur l'ensemble de  $A$  (par exemple, l'estimation présentera un biais positif si  $A$  équivaut à la zone d'occurrence (EOO) et  $d$  est fondée sur des échantillons des zones de densité maximale), et (b)  $p$  doit être définie sur la base de la connaissance du taxon concerné (ou de taxons apparentés) au lieu d'être fixée par défaut (0,5 par exemple), car la part d'individus matures dans une population varie nettement selon les taxons. On peut fixer des limites à l'estimation du nombre d'individus matures en fixant des limites à  $d$ ,  $A$  et  $p$ . La valeur obtenue par cette approche sera une estimation si les valeurs pour  $d$ ,  $A$  et  $p$  sont toutes des estimations, mais elle devrait être considérée comme une déduction si une ou plusieurs de ces valeurs sont basées sur des déductions (p. ex. si la valeur pour  $p$  s'appuie sur des données relatives à des individus provenant d'un sous-ensemble de la zone dans laquelle le taxon est présent, plutôt que sur un ensemble aléatoire d'individus dans toute la zone).

#### 4.3.2 *Organismes coloniaux clonaux (ex. : la plupart des coraux, les algues, les bryophytes, les champignons et certaines plantes vasculaires)*

Contrairement aux organismes unitaires, comme les vertébrés, les insectes et de nombreuses plantes vasculaires, un organisme colonial (modulaire) clonal croît et se développe par un processus répétitif où des modules s'ajoutent progressivement à la structure existante. En principe, la croissance d'un organisme modulaire ne finit jamais et n'a pas de forme, de taille ni d'âge définitifs. Un organisme modulaire (le genet) peut parfois être composé de nombreuses parties (ramets) pouvant devenir plus ou moins isolées les unes des autres. En conséquence, il n'est pas toujours facile de définir un « individu mature » pour les organismes coloniaux ou modulaires. Il est néanmoins important de définir l'« individu mature » pour ces organismes, étant donné que le concept d'« individu mature » est employé au titre des critères C et D pour appréhender les effets des menaces et de la stochasticité démographique dans une petite population. En vue de définir les « individus matures » pour des organismes coloniaux, il est important d'identifier des entités comparables, en termes de stochasticité démographique et de propension à l'extinction, à une population d'individus distincts appartenant à des espèces animales. Pour certains taxons (par exemple, les coraux formant des récifs), il peut aussi être utile de savoir quelles entités vivent généralement à cet endroit, sont blessées et meurent en tant qu'unité, et d'en tenir compte.

En règle générale, le ramet, c'est-à-dire la plus petite entité capable de survivre de façon indépendante et de se reproduire (de façon sexuée ou asexuée), devrait être considéré comme un « individu mature ». Les unités reproductrices au sein d'un clone doivent être comptées comme des individus, sauf lorsqu'elles sont incapables de survivre si elles sont isolées (UICN, 2012b).

Ainsi, lorsque l'organisme se manifeste sous la forme d'unités bien distinctes, chacune de ces unités devrait être dénombrée comme un individu mature. On peut citer en exemple pour les bryophytes, une touffe (par ex. *Ulota*) ou un coussin distinct (par ex. *Brachythecium*) ; pour les lichens, un thalle (par ex. *Alectoria*) ou une parcelle foliacée (par ex. *Parmelia*) ; ou une entité corallienne distincte (par ex. le corail cerveau *Diploria* ou le corail soleil *Tubastrea*).

Lorsqu'il est difficile de délimiter les ramets, mais que l'espèce vit dans ou sur une unité de substrat distincte, relativement petite et limitée par une substance spécifique, comme un morceau de bouse de vache, une feuille ou une branche morte, chaque unité colonisée par l'espèce devrait être dénombrée comme un individu mature. Dans beaucoup d'autres cas, comme les coraux formant des récifs, les lichens des falaises et les champignons terrestres, l'organisme se développe en formant des entités étendues et plus ou moins continues qui pourraient être divisées en plus petits éléments sans endommager visiblement l'organisme. En principe, la plus petite entité (ramet) dans laquelle un tel organisme peut être divisé sans causer sa mort ni empêcher sa reproduction, doit être dénombrée comme un organisme mature. Bien évidemment, souvent on ne sait pas ce que serait cette entité. Dans ces cas, on peut adopter une approche pragmatique pour définir les « individus matures », comme il est indiqué dans les exemples suivants :

- Pour les organismes diffus et intégralement visibles formant des habitats continus (par ex. coraux formant des récifs, tapis d'algues), les évaluateurs peuvent supposer ce que serait la superficie moyenne occupée par un individu mature et estimer le nombre d'individus matures en partant de la superficie couverte par le taxon. La superficie couverte par le taxon devrait être estimée selon une échelle (taille de grille ; par exemple 1 m<sup>2</sup>) aussi proche que possible de la superficie que l'on suppose être occupée par un seul individu mature. (Il convient de noter toutefois que la zone d'occupation doit tout de même être estimée en utilisant l'échelle de 2 km.)
- Pour les organismes diffus et non intégralement visibles formant des habitats continus (par ex. des champignons mycéliens souterrains), les évaluateurs peuvent partir de l'hypothèse que chaque présence constatée séparée par une distance minimale représente un nombre donné d'individus. Par exemple, on peut supposer que chaque fructification fongique visible représente dix individus matures, pourvu qu'il y ait entre elles une séparation d'au moins 10 mètres. Ce type d'hypothèse est nécessaire parce que la taille ou la superficie d'un mycélium fongique sont rarement connus.
- Pour des organismes diffus vivant dans des parcelles d'habitat distinctes (par ex. des champignons vivant plus ou moins cachés dans du bois mort), si l'on ne dispose pas d'informations plus précises, chaque parcelle (tronc ou bûche colonisés par l'espèce) pourrait être comptée comme 1 à 10 individus matures, selon la taille de l'arbre.

Dans tous les cas, il est recommandé que les auteurs des évaluations de la Liste rouge expliquent comment ils ont interprété et employé la notion d'« individu mature ».

#### 4.3.3 Poissons

Dans de nombreux taxons de poissons marins, le potentiel reproductif est étroitement lié à la taille corporelle. Étant donné que l'exploitation réduit habituellement l'âge moyen et la taille des individus, l'évaluation du déclin d'un taxon sur la base du nombre d'individus matures risque de sous-estimer la gravité du déclin. Il faut tenir compte de cet élément lorsqu'on évalue le déclin d'une population donnée. Une autre méthode possible consiste à estimer le déclin de la biomasse des individus matures au lieu de leur nombre lors de l'application du critère A ; la biomasse est dans ce cas « un indice d'abondance adapté au taxon ».

#### 4.3.4 Organismes changeant de sexe

De nombreux taxons marins peuvent changer de sexe pendant leur croissance. Pour ces taxons, la proportion sexuelle peut être fortement biaisée en faveur du sexe des individus de petite taille. Les critères permettent de tenir compte de ratios sexuels biaisés lors du dénombrement des individus matures, en estimant plus faiblement le nombre d'individus matures. Lorsqu'il s'agit d'organismes changeant de sexe, il convient aussi de prendre en considération les modifications du ratio entre les sexes comme un indicateur de perturbations de la population, ce qui peut représenter un souci de plus en matière de conservation, car le sexe des individus de plus grande taille (déjà moins nombreux) subit souvent une mortalité plus forte du fait de l'exploitation. Dans ces cas, on peut estimer le nombre d'individus matures en doublant le nombre moyen d'individus de plus grande taille (ou le moins nombreux).

#### 4.3.5 Arbres

Un arbre qui fleurit sans produire des graines viables ne peut pas être considéré comme un individu mature. Ainsi, *Baillonella toxisperma* fleurit pour la première fois à 50–70 ans et ne produit de fruits qu'une vingtaine d'années plus tard. À l'inverse, *Sequoiadendron giganteum* peut produire des graines à partir de l'âge de 20 ans et continue à le faire pendant 3000 ans. Cependant, tous les arbres compris entre ces âges ne sont pas obligatoirement des individus matures si la population comprend des individus dont la fonction de reproduction est inhibée. Si l'âge de fructification n'est pas bien connu, il convient de dénombrer comme des individus matures les individus ayant la taille normale de reproduction ; ainsi, les estimations portant sur des taxons à canopée doivent exclure les individus d'une taille inférieure à la canopée. Les clones végétaux, les taxons apomictiques et les taxons autoféconds peuvent être considérés comme des individus matures, à condition qu'ils produisent une progéniture viable et que leur survie soit indépendante d'autres clones.

Lorsqu'il est impossible de calculer le nombre d'individus matures, mais que l'on dispose d'informations sur les effectifs totaux, on peut déduire le nombre d'individus matures de l'ensemble des effectifs.

### 4.4 Génération (critères A, C1 et E)

« La durée d'une génération correspond à l'âge moyen des parents de la cohorte actuelle (c.-à-d. des nouveau-nés dans la population). En conséquence, la durée d'une génération reflète le taux de renouvellement des reproducteurs dans une population. La durée d'une génération est plus grande que l'âge à la première reproduction et plus petite que l'âge du reproducteur le plus âgé, sauf pour les taxons qui ne se reproduisent qu'une seule fois. Lorsque la durée de la génération varie en raison de menaces, c'est la durée la plus naturelle, c'est-à-dire avant perturbation, qu'il convient de retenir. » (UICN 2001, 2012b)

D'une façon générale, les valeurs temporelles liées aux critères sont établies en fonction des taux de survie et de reproduction des différents taxons, et la durée des générations est employée pour les calibrer à ces échelles. La définition actuelle de la durée d'une génération a été très souvent mal comprise. En outre, différents problèmes se posent dans ce domaine, notamment les taxons vivant très longtemps, les taxons présentant des variations liées à l'âge pour la mortalité et la fécondité, les écarts de durée des générations pour des taxons exploités, les modifications environnementales et les variations entre les sexes. Nous décrivons ici un certain nombre de méthodes acceptables pour estimer la durée d'une génération.

Il convient également d'extrapoler des informations telles que la durée d'une génération à partir de taxons apparentés bien connus et de les appliquer à des taxons moins connus et potentiellement menacés.

Formellement, il y a plusieurs définitions de la durée d'une génération, dont celle reproduite plus haut, et aussi : âge moyen de reproduction d'une cohorte de nouveau-nés ; âge auquel 50% de l'efficacité totale de reproduction a été atteinte ; âge moyen des parents dans une population à la répartition d'âge stable ; temps nécessaire à une population pour s'accroître par le biais du taux de renouvellement. Toutes ces définitions de la durée d'une génération nécessitent des informations sur la survie et la fécondité par âge et par sexe ; il convient de les calculer au moyen d'une table de mortalité (ex. voir option 1 ci-dessous). En fonction du taxon concerné, d'autres méthodes peuvent fournir une bonne approximation (ex. options 2 et 3). Il faut éviter des estimations susceptibles de biaiser l'estimation de la durée d'une génération dans un sens contraire à la précaution, en général en sous-estimant cette durée. La durée d'une génération peut être estimée de différentes façons :

1. L'âge moyen des parents dans la population, sur la base de l'équation

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

où la somme totale va depuis l'âge ( $x$ ) 0 jusqu'au dernier âge de reproduction,  $m_x$  est (proportionnel à) la fécondité à l'âge  $x$ , et  $l_x$  est la survie jusqu'à l'âge  $x$  (c.-à-d.,  $l_x = S_0 \cdot S_1 \cdots S_{x-1}$  où  $S$  est le taux annuel de survie, et  $l_0 = 1$  par définition). Cette formule est appliquée dans le fichier Excel (feuille de calcul) joint (voir plus bas). Pour utiliser cette formule, suivez les instructions du fichier, lequel précise les définitions exactes des paramètres requis.

2. 1/mortalité des adultes + âge de la première reproduction. Cette approximation est utile si la mortalité annuelle après l'âge de la première reproduction est bien connue, et si la mortalité et la fécondité ne changent pas avec l'âge après l'âge de la première reproduction (c.-à-d., s'il n'y a pas de sénescence). Or, de nombreuses espèces présentent une sénescence : la mortalité augmente et la fécondité décroît avec l'âge ; pour ces espèces, cette formule va surestimer la durée d'une génération (dans ce cas, utilisez la feuille de calcul mentionnée plus haut). Pour l'âge de la première reproduction, employez l'âge auquel les individus à l'état sauvage produisent pour la première fois des descendants (cet âge peut être plus tardif que l'âge biologique de la reproduction), en faisant la moyenne de tous les individus reproducteurs. Si la première reproduction (procréation d'une progéniture viable) a généralement lieu avant 12 mois, utilisez 0 et non 1 ; si elle a lieu entre 12 et 24 mois, utilisez 1 et ainsi de suite. (Voir ci-après pour plus de précisions sur la définition du terme « âge »).
3. Âge de la première reproduction + [  $z$  \* (durée de la période de reproduction) ], où  $z$  est un chiffre compris entre 0 et 1 ;  $z$  est généralement  $< 0,5$ , selon la survie et la fécondité relative des individus jeunes de la population par rapport aux plus âgés. Par exemple, pour les mammifères, deux études ont estimé  $z = 0,29$  et  $z = 0,284$  (Pacifi *et al.* 2013, Keith *et al.* 2015). Pour l'âge de la première reproduction, voir (2) ci-dessus. Cette approximation est utile lorsque les âges de la première et de la dernière reproduction sont les seules données connues, mais il peut s'avérer difficile de trouver la valeur correcte de  $z$ . En général, pour une durée donnée de la période de reproduction,  $z$  est plus faible s'il y a une mortalité plus élevée pendant les années de reproduction et elle est plus élevée si la fécondité relative est biaisée en faveur des classes plus âgées. Pour voir l'incidence qu'auront des écarts vis-à-vis de ces hypothèses sur la durée d'une génération, vous pouvez utiliser la feuille de calcul mentionnée plus haut. Veuillez noter que la durée de la période de reproduction dépend de

la longévité à l'état sauvage, ce qui ne constitue pas un paramètre démographique défini avec précision parce que son estimation dépend très sensiblement de la taille de l'échantillon.

4. Il est conseillé de calculer la durée générationnelle (ainsi que l'âge de la première reproduction ; voir paragraphes (2) et (3) ci-dessus) en se basant sur l'ensemble des individus reproducteurs. Si l'estimation de la durée générationnelle varie entre les mâles et les femelles, il convient de la calculer sous forme de moyenne pondérée, avec une pondération égale à la fréquence relative de reproduction d'individus chez les deux sexes. Toutefois, si les deux sexes sont impactés de manière différente par certaines menaces, ceci doit être pris en compte et la durée générationnelle avant perturbation doit être utilisée pour les deux sexes avant de calculer la moyenne pondérée (voir ci-après pour plus de précisions sur la durée générationnelle avant perturbation).
5. Pour des taxons partiellement clonaux, lors du calcul de la durée d'une génération, il convient de faire la moyenne entre les individus se reproduisant de façon sexuée et asexuée, pondérée selon leur fréquence relative.
6. Pour des plantes avec banques de graines, il convient d'utiliser la période juvénile + soit la demi-vie des graines de la banque, soit le temps moyen jusqu'à la germination (utiliser celle des deux données qui est connue avec plus de précision). La demi-vie des banques de graines s'établit en général entre < 1 et 10 ans. Si l'on utilise la feuille de calcul pour ces espèces, entrez la banque de graines comme une seule ou plusieurs classes d'âge distinctes, selon le temps moyen de séjour dans la banque.

La formule citée pour l'option 1 est appliquée dans le fichier Excel (feuille de calcul) **Generation\_Length\_Workbook\_fr.xls**, disponible sur <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/generation-length-calculator>. Ce fichier est également utile pour explorer les effets des différentes hypothèses pour les options 2 et 3 concernant la durée générationnelle calculée.

La bonne utilisation des méthodes décrites plus haut nécessite que « l'âge » soit défini de manière spécifique. La définition affecte, par exemple, l'âge de la première reproduction pour les équations figurant aux paragraphes (2) et (3) ci-dessus, ainsi que la fécondité ( $F$ ) en tant que fonction de l'âge pour l'équation figurant au paragraphe (1) et dans la feuille de calcul. Aux fins de ces méthodes, un individu est âgé de zéro année jusqu'à son premier anniversaire. Pour les espèces ayant une période de reproduction distincte (c'est le cas, par exemple, de nombreuses espèces des régions tempérées),  $F(0)$  est le nombre de descendants produits par individu au cours de la saison de reproduction intervenant après celle pendant laquelle l'individu est né, indépendamment de la manière dont l'âge est estimé. En général (y compris pour les autres types de cycles biologiques, comme dans le cas des espèces ayant une « saison de reproduction » non spécifique ou beaucoup plus longue),  $F(0)$  est le nombre de descendants produits par individu pendant ses 12 premiers mois. Si une autre définition est utilisée, les formules doivent être modifiées pour tenir compte de la définition. Par exemple, si l'âge est défini de telle manière que l'âge de la première reproduction est 1 (et non zéro) lorsque la première reproduction a lieu avant 12 mois, alors la formule du paragraphe (2) devrait être «  $1/\text{mortalité des adultes} + \text{âge de la première reproduction} - 1$  ».

Les options 2 et 3 restent applicables si l'intervalle entre les naissances est supérieur à un an ; dans ce cas on peut procéder à un calcul plus précis en utilisant la feuille de calcul (voir plus haut), et pour chaque classe d'âge en faisant la moyenne de la fécondité de tous les individus (ou des femelles) de la classe d'âge concernée (indépendamment du fait qu'ils se soient ou non reproduits à l'âge en question). Le taux de renouvellement mentionné dans la définition n'est pas directement

lié à l'intervalle entre les naissances ; il renvoie au temps nécessaire pour qu'un groupe de reproducteurs soit remplacé par ses descendants.

Il n'est pas nécessaire de calculer une durée de génération moyenne ou typique si cette durée varie entre certaines sous-populations du taxon. Dans ce cas, en revanche, utilisez la durée de la génération de chaque sous-population pour calculer la réduction sur un nombre adapté de générations, et calculez ensuite la réduction de la population dans son ensemble (pour le critère A) ou le déclin continu total estimé (pour le critère C1) en utilisant une moyenne pondérée des réductions calculées pour chaque sous-population, où la taille est l'effectif de la sous-population il y a trois générations (voir explications détaillées et exemples à la [section 4.5.3](#)).

L'UICN (2001, 2012b) requiert l'utilisation d'une durée générationnelle « avant perturbation » pour les populations exploitées afin d'éviter un effet de « base de référence variable ». En effet, ceci se produirait car l'utilisation d'une durée générationnelle actuelle plus courte (en cas de perturbations, telles que les prélèvements) pourrait se traduire par une catégorie de menace inférieure (une période plus courte étant utilisée pour calculer la réduction) puis conduire à une recrudescence des prélèvements. Ainsi, l'utilisation d'une durée générationnelle soumise à des prélèvements représenterait un cas de base de référence variable en raison des changements provoqués par les impacts humains. La mortalité dans le cadre de prélèvements engendre des modifications dans la structure de l'âge et dans les taux de survie, et dans certains cas (par exemple, chez les mammifères terrestres) le prélèvement d'individus plus âgés permet la reproduction des jeunes individus, dont la fonction de reproduction avait été inhibée par les plus âgés. De plus, dans de nombreux cas, la réduction de la durée générationnelle est une réponse démographique (plutôt qu'une réponse génétique) résultant de la surexploitation ; ceci peut conduire à une baisse de la capacité de « bet-hedging » (dispersion du risque) et à un taux de croissance des populations plus faible et plus variable, ce qui accroît ensuite la probabilité d'extinction. Même en cas de réponse génétique, il s'agit d'une sélection artificielle qui conduirait de toute façon à une base de référence variable, telle que décrite plus haut.

## 4.5 Réduction (critère A)

« Par réduction on entend un déclin du nombre d'individus matures égal, au moins, au pourcentage indiqué dans le critère pendant la période (années) précisée, sans que ce déclin soit nécessairement continu. Une réduction ne doit pas être interprétée comme faisant partie d'une fluctuation à moins que l'on ne dispose de preuves suffisantes à l'appui. La courbe descendante d'une fluctuation n'est normalement pas considérée comme une réduction. » (UICN 2001, 2012b).

Les paragraphes suivants décrivent différentes approches pour le calcul de la réduction des effectifs, comme les méthodes statistiques ([4.5.1](#)) et les modèles de population ([4.5.2](#)). Les principales difficultés rencontrées lors du calcul de la réduction des effectifs à l'aide de méthodes statistiques concernent les types de déclin et les méthodes d'extrapolation selon ces différents types. Enfin, les méthodes permettant d'associer des informations provenant de multiples régions ou sous-populations, en vue de calculer la réduction des taxons, sont également décrites ([4.5.3](#)). Les méthodes discutées dans ces paragraphes s'appliquent aussi au calcul du déclin continu estimé ([4.6](#)), tout en sachant que la durée utilisée pour le calcul du déclin continu estimé dépend de la catégorie (par exemple, pour la catégorie CR, la durée est trois ans ou une génération, en retenant la période la plus longue).

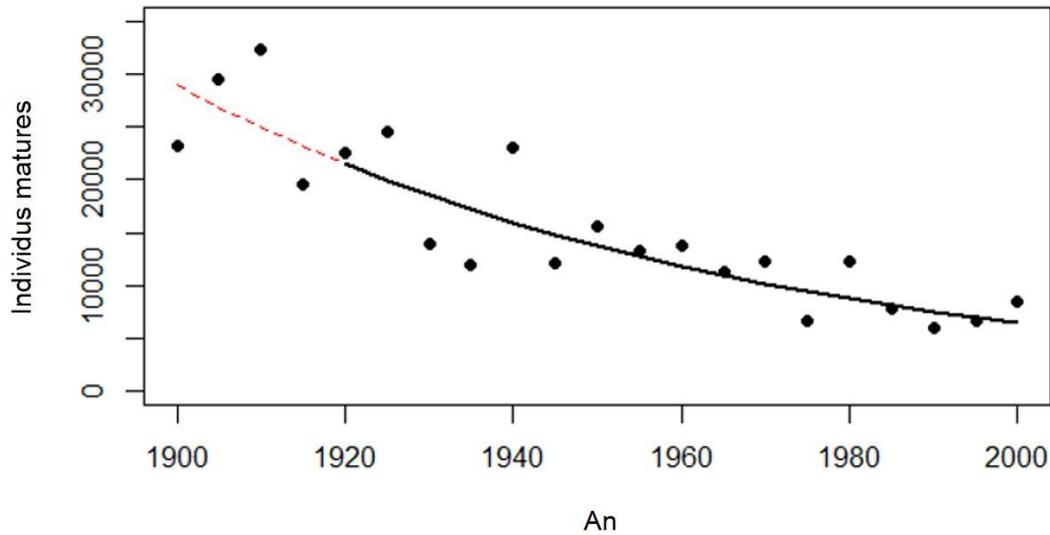
De nombreux calculs cités dans les sections suivantes sont appliqués dans le fichier Excel (feuilles de calcul) **CriterionA\_Workbook\_fr.xls**, disponible sur <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/criterion-a>. Veuillez à consulter tous les onglets figurant dans ce fichier.

#### 4.5.1 Calcul de la réduction des effectifs à l'aide de méthodes statistiques

Les modèles statistiques peuvent être utilisés pour extrapoler les tendances des populations afin de calculer une réduction sur trois générations. Le modèle à ajuster doit être fondé sur le type de déclin (exponentiel, linéaire, accéléré ou de nature plus complexe), qui peut à son tour être déduit de la nature des menaces. Le type de déclin supposé peut avoir une incidence importante. Les évaluateurs devront préciser sur quelle base ils ont défini la forme de la fonction déclin. Les meilleures informations relatives aux processus contribuant aux variations des effectifs devront être utilisées pour décider de la fonction déclin à appliquer sur la période de trois générations. Plus précisément, si l'on ajuste un modèle, les hypothèses du modèle doivent être justifiées par les caractéristiques du cycle biologique, de la biologie de l'habitat, des tendances de l'exploitation ou d'autres menaces, et ainsi de suite. Par exemple :

- (1) Si un taxon est menacé par l'exploitation et que la mortalité due à la chasse (part d'individus prélevés) ne change pas au fur et à mesure du déclin des effectifs, le déclin de la population suit probablement un modèle exponentiel.
- (2) Un modèle linéaire est adapté lorsque le nombre d'individus prélevés au sein de la population sur une base annuelle (plutôt que leur proportion par rapport à la population totale) reste le même au fur et à mesure des variations d'effectifs. Ainsi, si un taxon est menacé en raison de la destruction de son habitat, avec une perte d'étendue d'habitat similaire chaque année, il peut se produire un déclin linéaire dans le nombre d'individus.
- (3) Un modèle caractérisé par un taux de déclin en accélération convient si les menaces sont devenues plus graves avec le temps et qu'elles ont un impact négatif de plus en plus fort sur la population.
- (4) Il n'est pas nécessaire d'ajuster un modèle s'il n'existe que deux estimations des effectifs, au début et à la fin de la période précisée dans les critères ; dans ce cas, la réduction peut être calculée à partir de ces deux points.

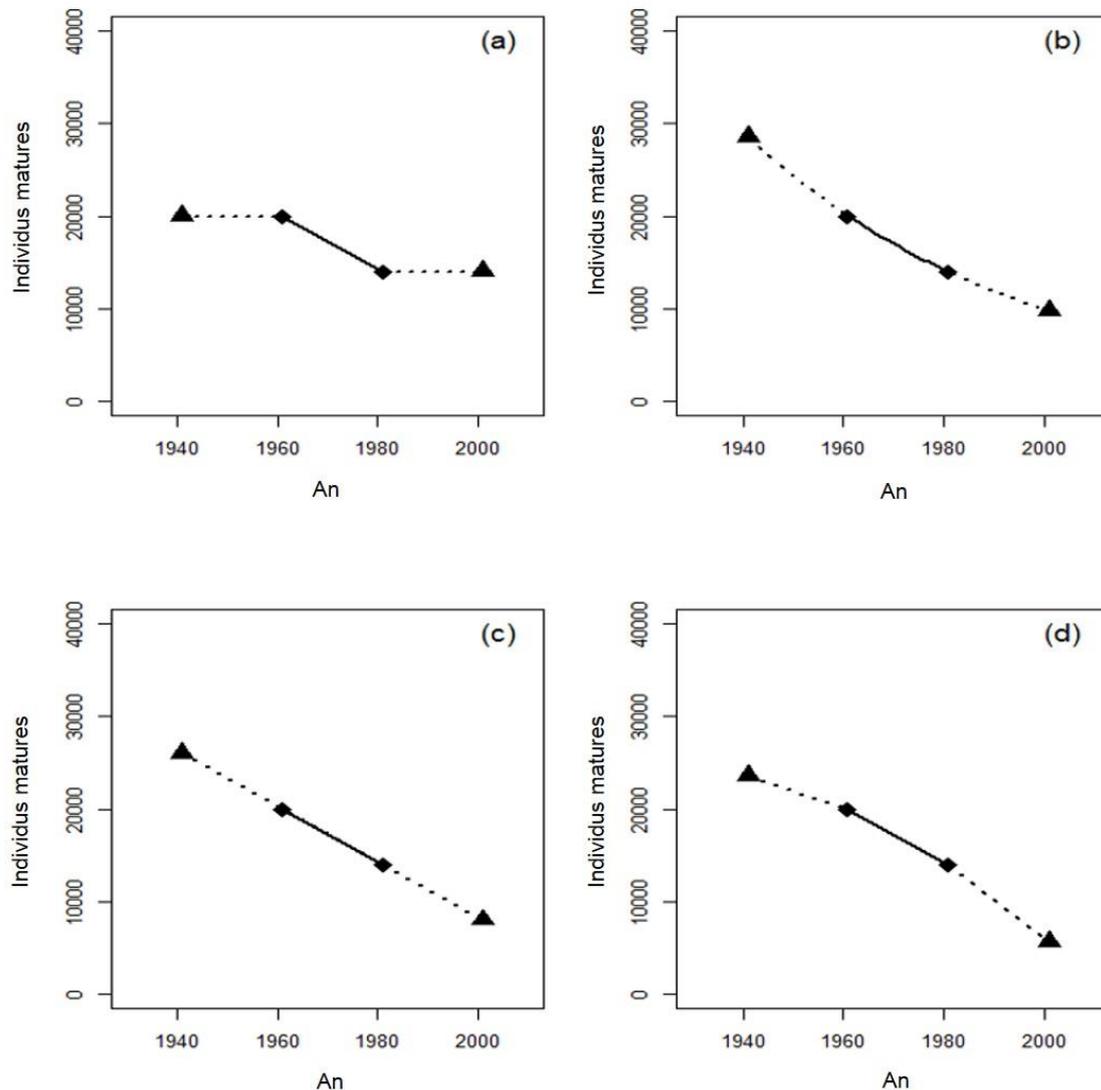
Les données démographiques à partir desquelles on peut calculer une réduction sont souvent variables, et il n'est pas toujours facile de déterminer comment calculer la réduction. En fonction de la nature des données, on peut ajuster un modèle linéaire ou exponentiel (voir [section 4.5.2](#)), et utiliser les points de début et de fin de la droite ajustée pour calculer la réduction. Cette méthode aide à éliminer en partie la variabilité des données qui ne devraient pas être incluses, cette variabilité pouvant être imputable à des fluctuations naturelles. On peut ajuster une série chronologique supérieure à trois générations ou 10 ans (le cas échéant), ce qui peut fournir une estimation plus représentative de la réduction de la population sur le long terme, en particulier si les fluctuations sont très importantes, ou qu'elles oscillent avec des durées supérieures à une génération. Cependant, quelle que soit la durée de la série chronologique employée, la réduction doit être calculée pour les trois dernières générations ou 10 ans (le cas échéant). La [Figure 4.1](#) présente un exemple dans lequel la période de trois générations va de 1920 à 2000, mais avec des données disponibles à partir de 1900. Le lien entre le nombre d'individus matures et la durée repose sur l'ensemble des données disponibles (ligne en pointillés) mais la réduction est calculée sur la période allant de 1920 à 2000.



**Figure 4.1.** Exemple d'utilisation de données concernant plus de trois générations (1900-2000) pour estimer une réduction sur la période 1920-2000.

Nous allons commenter brièvement plusieurs hypothèses et les cas dans lesquels elles sont applicables. Considérons une espèce dont la durée générationnelle est de 20 ans, et supposons que les effectifs estimés étaient de 20 000 en 1961 et de 14 000 en 1981 (représentés par des carrés dans les schémas ci-dessous). Pour calculer les réductions passées, nous devons extrapoler jusqu'en 1941 pour le passé et jusqu'en 2001 pour l'avenir.

Les hypothèses les plus simples sont celles qui n'impliquent aucun changement dans les premières ni les dernières années. Par exemple, si l'on suppose que le déclin a commencé seulement au début des années 1960, la réduction peut être fondée sur les effectifs initiaux de 20 000. Si l'on suppose que le déclin s'est arrêté avant 1981, les effectifs actuels seraient de 14 000 ([Figure 4.2a](#)), conduisant à une réduction de 30 % ( $1 - (14\,000 / 20\,000)$ ). Toutefois, il est nécessaire de formuler une hypothèse sur le type de déclin s'il est supposé que les effectifs ont décliné, dans une certaine mesure, en dehors de cette période. La documentation doit préciser et justifier les hypothèses formulées quant au modèle de déclin.



**Figure 4.2.** Exemples de calcul de réductions d'effectifs passées, selon une évaluation effectuée en 2001 concernant une espèce dont la durée générationnelle est de 20 ans. Les effectifs étaient estimés à 20 000 en 1961 et à 14 000 en 1981 ; des extrapolations ont été effectuées car la réduction passée doit être calculée sur les trois dernières générations, de 1941 à 2001. Les calculs reposent sur les hypothèses suivantes : (a) aucune variation entre 1941 et 1961 et entre 1981 et 2001, (b) variation exponentielle entre 1941 et 2001, (c) déclin linéaire entre 1941 et 2001, et (d) déclin en accélération entre 1941 et 2001.

### *Déclin exponentiel*

On peut supposer un déclin exponentiel dans les cas où l'on estime que le taux proportionnel de déclin de la population est constant. Ainsi, un déclin exponentiel peut être supposé si le taxon est menacé par l'exploitation, et que la mortalité liée à la chasse (proportion d'individus prélevés) ne varie pas avec le déclin des effectifs. Dans le cas où il existe des estimations des effectifs, la réduction est calculée en utilisant l'équation suivante :

$$\text{Réduction} = 1 - (\text{Variation observée})^{(3\text{Génération} / \text{Période observée})}$$

« Variation observée » correspond au ratio entre les seconds effectifs et les premiers (dans le cas présent :  $N(1981) / N(1961)$ ), et « Période observée » désigne le nombre d'années entre la première et la dernière année d'observation. Par exemple, à la [Figure 4.2b](#), la Variation observée est  $14\,000 / 20\,000$  et la Période observée est 20 ans. Ainsi, la réduction en 60 ans est de 65,7 %

$[=1 - (14\ 000 / 20\ 000)^{(60/20)}]$ . Le taux annuel de variation est calculé en utilisant l'équation suivante :

$$\text{Variation annuelle} = (\text{Variation observée})^{(1 / \text{Période observée})}$$

Dans le cas présent, le taux annuel de variation est de 0,9823, ce qui sous-entend un taux annuel de déclin d'environ 1,8 %. Les effectifs il y a trois générations peuvent être estimés à 28 571  $[= 20\ 000 / 0,9823^{20}]$ , et les effectifs actuels à 9 800  $[=14\ 000 * 0,9823^{20}]$  (Figure 4.2b). L'onglet « Déclin exponentiel » du fichier **CriterionA\_Workbook\_fr.xls** mentionné plus haut peut être utilisé pour calculer les réductions.

### *Déclin linéaire*

Dans certains cas, c'est le nombre d'individus prélevés au sein de la population qui reste constant (et non leur proportion dans la population totale).. Si une espèce est menacée par la destruction de son habitat, par exemple, et qu'une superficie similaire d'habitat est perdue chaque année, il peut se produire un déclin linéaire des effectifs. Il convient de noter que dans ce cas le taux de déclin s'accroît chaque année, car la même quantité d'habitat est perdue par rapport à une superficie moindre d'habitat restant. Ainsi, nous ne pouvons pas calculer un unique taux de déclin (en tant que pourcentage ou de proportion des effectifs) alors que cela était possible dans le cas du déclin exponentiel. En revanche, nous pouvons calculer la réduction annuelle en unités du nombre d'individus :

$$\text{Réduction annuelle en N} = (\text{Premier N} - \text{Second N}) / (\text{Période observée})$$

« Premier N » correspond aux effectifs observés au début de la Période observée, et « Second N » désigne les effectifs observés à la fin de cette période. Dans notre exemple, la réduction annuelle est de 300 individus  $[= ((20\ 000 - 14\ 000) / 20)]$ . À présent, nous devons calculer les effectifs au début et à la fin de la période de trois générations. Pour cela, nous devons d'abord faire les calculs suivants :

$$\text{Abondance1} = \text{Premier N} + (\text{Réduction annuelle} * \text{Période1})$$

$$\text{Abondance2} = \text{valeur la plus élevée entre « zéro » et : Second N} - (\text{Réduction annuelle} * \text{Période2})$$

« Abondance1 » correspond aux effectifs calculés au début de la période de trois générations, et « Abondance2 » désigne les effectifs calculés à la fin de cette même période. Abondance1 et Abondance2 sont calculées en se basant sur la réduction annuelle calculée pour le nombre d'individus matures, les deux effectifs calculés, et le nombre d'années entre les dates d'obtention de ces effectifs. « Période1 » correspond au nombre d'années séparant le début de la période de trois générations et l'année pour laquelle l'observation des premiers effectifs est disponible (dans notre exemple, 1941 et 1961) ; « Période2 » désigne le nombre d'années entre la fin de la période de trois générations et l'année pour laquelle l'observation des seconds effectifs est disponible (dans notre exemple, 1981 et 2001). Enfin, nous calculons la réduction (pourcentage) proportionnelle sur la période de trois générations de la manière suivante :

$$\text{Réduction} = (\text{Abondance1} - \text{Abondance2}) / \text{Abondance1}$$

Dans notre exemple, la réduction annuelle est de 300 individus par an, donc le nombre d'individus serait de 26 000  $[= 20\ 000 + (300 * 20)]$  en 1941 et de 8 000  $[= 14\ 000 - (300 * 20)]$  en 2001 (voir balises en forme de triangle à la Figure 4.2c), ce qui correspond à une réduction sur trois générations d'environ 69,2 %. Dans ce cas, le taux de déclin n'est que de 23 % pour la première génération, mais atteint 43 % pour la troisième. L'onglet « Déclin linéaire » du fichier **CriterionA\_Workbook\_fr.xls** mentionné plus haut peut être utilisé pour calculer les réductions.

### Déclin accéléré

Un déclin linéaire dans le nombre d'individus implique un accroissement du taux de déclin, mais cet accroissement peut être encore plus rapide, conduisant à un déclin accéléré des effectifs. Cela peut se produire lorsque le niveau d'exploitation s'accroît, par exemple lorsque le nombre d'individus tués chaque année augmente du fait de l'accroissement des populations humaines ou d'un gain d'efficacité de l'exploitation.

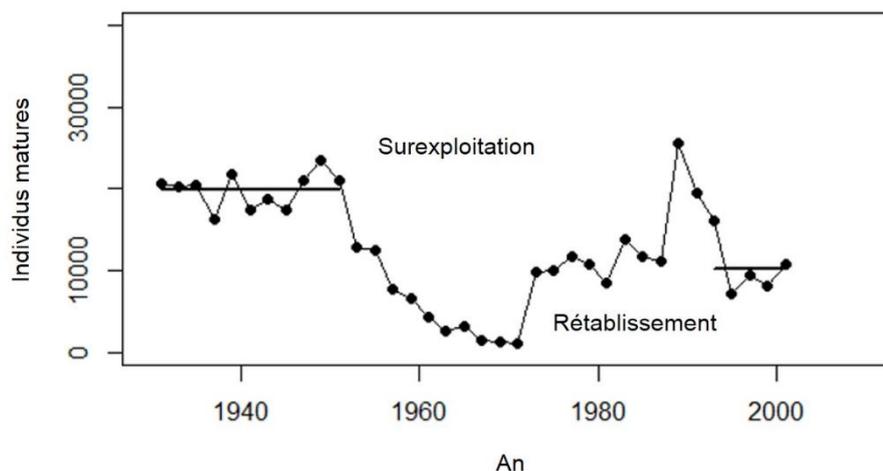
Pour pouvoir extrapoler sur la base d'une hypothèse de déclin accéléré, il faut connaître ou estimer la variation du taux de déclin. Ainsi, dans l'exemple précédent, le déclin constaté sur une génération (entre 1961 et 1981) est de 30 %. Une hypothèse possible est un doublement du taux de déclin pour chaque génération, passant de 15 % pour la première génération à 30 % pour la deuxième et à 60 % pour la troisième. Selon cette hypothèse, les effectifs seraient estimés à 23 529 pour 1941 ( $20\,000/(1-0,15)$ ) et à 5 600 pour 2001 ( $14\,000*(1-0,6)$ ), soit une réduction passée de près de 76 % en l'espace de trois générations (Figure 4.2d). Des hypothèses différentes quant à la variation du taux de déclin dans le passé donneront bien entendu des résultats très différents.

On peut employer la même méthode pour faire le calcul sur la base d'une hypothèse de déclin ralenti.

### Types de déclin plus complexes

On peut supposer des types de déclin différents pour différentes périodes. Par exemple, on peut supposer un déclin équivalent à zéro jusqu'à la première observation, et exponentiel ensuite. Ainsi, les effectifs seraient de 20 000 pour 1941 et de 9 800 pour 2001, soit une réduction passée de près de 51 % sur trois générations.

Les exemples de la Figure 4.2 reposent sur deux valeurs concernant le nombre d'individus. Lorsque de multiples estimations sont disponibles concernant les effectifs, les données doivent être lissées en utilisant, par exemple, la régression (Figure 4.1). Lorsque l'on applique la régression, il est important de vérifier que la droite ajustée traverse les données de manière satisfaisante. Par exemple, la Figure 4.3 présente un cas dans lequel un modèle linéaire n'est pas adapté aux données. Dans ce cas, la réduction passée pourrait être calculée comme étant le ratio entre les effectifs moyens au cours des huit dernières années (10 329) et les effectifs correspondant aux années antérieures à la surexploitation (19 885). La réduction serait alors de 48 % [=  $1 - (10\,329 / 19\,885)$ ].



**Figure 4.3.** Exemple de calcul de la réduction passée pour une population initialement stable mais ensuite soumise à une surexploitation, puis connaissant un rétablissement. La réduction repose sur les effectifs moyens des dernières années et des années antérieures à la surexploitation.

Il est pertinent de calculer les réductions à l'aide du ratio des effectifs moyens au début de la période de trois générations, par rapport aux effectifs moyens à la fin de la période de trois générations, lorsqu'il existe des éléments de preuve indiquant un changement de tendance (par exemple, en raison de variations au niveau des menaces). Par contre, la régression (linéaire ou exponentielle) doit être utilisée pour calculer les réductions lorsqu'il n'existe pas de preuves de ce type ou si les estimations des effectifs sont très imprécises.

Enfin, lorsqu'il n'existe pas de base pour choisir entre les différents modèles de déclin, le taux de déclin peut être défini comme un nombre incertain, fondé sur les déclins prévus par les différents modèles. Ainsi, dans les quatre exemples de la [Figure 4.2](#) ci-dessus, le taux de déclin peut être exprimé comme étant la fourchette 66–69 %, si les deux types de déclin, linéaire aussi bien qu'exponentiel, sont considérés comme plausibles, ou bien comme étant la fourchette 30–76 %, si les quatre possibilités exposées sont considérées comme plausibles.

#### 4.5.2 *Calcul de la réduction des effectifs à l'aide de modèles de population*

On peut calculer la réduction passée et future des effectifs en utilisant des modèles de population, sous réserve des conditions suivantes : (i) le modèle doit remplir les conditions décrites à la [section 9](#) (« Lignes directrices pour l'application du critère E ») ; (ii) les effets des futurs niveaux de menace doivent être incorporés dans le modèle de population, représentés comme des changements dans les paramètres du modèle ; et (iii) les résultats obtenus avec le modèle doivent être compatibles avec les changements attendus dans les taux actuels ou récents de déclin, qu'ils soient estimés ou déduits. Lorsque l'on emploie un modèle de population pour prévoir une réduction au titre du critère A3, il convient d'utiliser la médiane ou la moyenne des prévisions pour un éventail de scénarios plausibles afin de calculer la meilleure estimation de la grandeur de la réduction prévue. Les évaluations peuvent être fondées sur la meilleure estimation, la limite supérieure ou l'inférieure, mais pour des raisons de transparence, les évaluateurs doivent préciser les motifs justifiant leur choix s'ils emploient une valeur autre que la meilleure estimation. La variabilité prévue peut être utilisée pour mesurer l'incertitude. Ainsi, on peut considérer que les quartiles supérieur et inférieur de l'ampleur prévue de la réduction future (c.-à-d. des réductions ayant une probabilité de 25 % et de 75 %) représentent un éventail plausible de réduction prévue, et ils peuvent être utilisés pour incorporer l'incertitude dans l'évaluation, tel qu'indiqué aux sections [3.2](#) et [4.5.3](#). Les limites de la fourchette plausible doivent incorporer l'incertitude concernant le modèle utilisé pour la projection, ainsi que les erreurs de mesure ; ou il faut incorporer une justification de la structure du modèle et indiquer pourquoi il est le mieux adapté par rapport à l'incertitude du modèle.

#### 4.5.3 *Taxons à large répartition ou ayant des populations multiples*

Ce chapitre traite des questions liées à la présentation et à l'utilisation des informations relatives à des sous-populations (ou à des parties de l'aire de répartition) d'un taxon à large répartition, lorsqu'on évalue ce dernier par rapport au critère A. Pour ces taxons, il est recommandé de présenter les données disponibles sur les réductions passées sous forme d'un tableau énumérant toutes les sous-populations (ou parties de l'aire de répartition) connues et comportant au moins deux des trois valeurs suivantes pour chaque sous-population :

1. l'abondance estimée à un moment proche d'il y a trois générations<sup>1</sup>, et l'année de cette estimation ;
2. l'abondance estimée la plus récente et l'année de cette estimation ; et
3. la réduction supposée ou déduite (en %) sur les trois dernières générations.

Si l'on dispose d'estimations de l'abondance pour des années autres que celles indiquées dans (1) ou (2), il convient de les préciser aussi sur des colonnes séparées du même tableau. Toute information qualitative relative à des tendances passées pour chaque sous-population doit être résumée sur une colonne distincte, ainsi que les quantités calculées sur la base des données présentées (voir exemples ci-dessous). Les effectifs et les réductions de population doivent être estimés séparément pour chaque sous-population à l'aide des méthodes décrites plus haut, en tenant compte du fait que différentes sous-populations peuvent présenter des types de déclin différents.

Trois conditions importantes doivent être réunies :

- (a) Les valeurs doivent être fondées sur des estimations ou des indices du nombre d'individus matures. Si les valeurs sont fondées sur des indices, il faut inclure une note expliquant quelle serait la relation attendue entre les valeurs des indices et le nombre d'individus matures et quelles sont les hypothèses nécessaires pour que cette relation se vérifie dans les faits.
- (b) Les sous-populations ne doivent pas se chevaucher. Ceci n'exclut pas les cas de dispersion, même fréquente, parmi les sous-populations. Il s'agit tout simplement d'éviter un double comptage autant que possible.
- (c) Prises ensemble, les sous-populations doivent englober la totalité du taxon. Si ce n'est pas possible, il convient de créer une sous-population dénommée « *Restant* » comprenant une estimation du nombre total d'individus matures non compris dans les sous-populations énumérées. Cette estimation, comme les autres, peut être incertaine (voir ci-dessous).

Si ces conditions ne peuvent pas être réunies, le taxon ne peut pas être évalué par rapport au critère A.

Ce chapitre s'intéresse aux sous-populations, mais les considérations qu'il expose s'appliquent à tous les types de sous-unités non chevauchantes du taxon, par exemple des parties de son aire de répartition. Le paragraphe suivant, intitulé *Estimation de la réduction globale*, présente les méthodes de base pour évaluer un taxon au titre du critère A, en utilisant le tableau de données décrit plus haut. Il y a aura souvent une incertitude, parce que les effectifs ne sont pas connus avec précision, qu'ils appartiennent à des unités différentes pour des sous-populations différentes, ou qu'ils ne sont connus que pour une sous-population ou un petit nombre d'entre elles. Ces cas seront abordés plus tard, au paragraphe *Traitement de l'incertitude*.

#### 4.5.4 Estimation de la réduction globale

Pour évaluer un taxon par rapport au critère A, il est nécessaire d'estimer la réduction globale sur trois générations ou 10 ans. Il faut utiliser toutes les données disponibles pour calculer une réduction en tant que moyenne de l'ensemble des sous-populations, avec une pondération en fonction de la taille estimée de chaque sous-population au début de la période. Les réductions déduites ne doivent

---

<sup>1</sup> Les critères établissent un maximum de 10 ans ou trois générations. Cependant, pour plus de clarté dans la présentation de ce chapitre, il n'est fait référence qu'à la durée de « trois générations ».

pas être fondées sur des informations relatives à une seule sous-population (que ce soit la plus stable, la plus nombreuse, la moins nombreuse ou celle qui décline le plus vite)<sup>2</sup>.

Les méthodes recommandées pour estimer la réduction sont expliquées ci-dessous au moyen d'une série d'exemples. Tous les exemples portent sur le calcul de la réduction passée pour un taxon ayant une durée générationnelle de 20 ans, dont l'évaluation a eu lieu en 2001 (c.-à-d. pour ces exemples, le « présent » correspond à 2001 et « il y a trois générations » à 1941). Tous les exemples de ce chapitre sont fondés sur des données appartenant aux mêmes unités pour toutes les sous-populations ; la question des unités différentes pour différentes sous-populations est abordée dans le sous-chapitre suivant (*Traitement de l'incertitude*).

L'onglet « Populations multiples » du fichier **CriterionA\_Workbook\_fr.xls** (mentionné au début de la [section 4.5](#)) peut être utilisé pour calculer les réductions à partir de données relatives à des populations multiples.

*Exemple 1 : Il existe des estimations pour les effectifs passés (il y a trois générations) et présents.*

Sous-population	Passé	Présent
Océan Pacifique	10 000 (1941)	5 000 (2001)
Océan Atlantique	8 000 (1941)	9 000 (2001)
Océan Indien	12 000 (1941)	2 000 (2001)
<i>Total</i>	30 000 (1941)	16 000 (2001)

Dans ce cas, qui est aussi le plus simple, on additionne pour obtenir le total des populations passées (30 000) et le total des populations présentes (16 000), ce qui représente une réduction globale de 46,7 % [(30 – 16) / 30]. Notez que les variations pour chacune des populations sont respectivement une réduction de 50 %, une augmentation de 12,5 % et une réduction de 83,3 %. La moyenne de ces chiffres, pondérée par les effectifs initiaux, donne la même réponse [(- (0,5 \* 10) + (0,125 \* 8) – (0,833 \* 12)) / 30].

*Exemple 2 : Il existe des estimations pour plusieurs effectifs de la population dans le passé.*

Sous-population	Passé	Présent	Notes
Océan Pacifique	10 000 (années 1930)	7 000 (1995)	Plus grande partie du déclin dans les 20 dernières années
Océan Atlantique	8 000 (1975)		On croit qu'elles sont restées stables
Océan Indien	10 000 (1961)	4 000 (1981)	

Dans ce cas, les estimations de la population « passée » et « présente » ne correspondent pas à la même année pour les différentes sous-populations. En conséquence, il est nécessaire de faire des projections afin d'estimer la réduction pour chaque sous-population pendant la même période de temps. Par exemple, il est nécessaire de projeter la population du recensement « passé » (années 1930) sur 1941 (il y a trois générations) et celle du recensement le plus récent (1995) sur le présent.

Ces calculs dépendent du type de déclin (voir [section 4.5.1](#)). Toute information sur les tendances passées peut s'avérer utile pour procéder à ces projections (celles des « Notes » dans l'exemple). Ainsi, compte tenu que la plus grande partie du déclin de la sous-population du Pacifique a eu lieu récemment, on peut supposer que l'estimation des années 1930 représente aussi la population en 1941 (il y a trois générations). Cependant, dans ce cas il faut projeter sur 2001 à partir de

<sup>2</sup> Voir toutefois « *Traitement de l'incertitude* » ci-dessous pour les exceptions à cette règle.

l'estimation la plus récente (1995). Si le déclin estimé (de 10 000 à 7 000) s'est produit en l'espace de 20 ans, alors en supposant un taux de déclin constant pendant cette période, le taux annuel de déclin serait de 1,77 % [ $1 - (7\,000 / 10\,000)^{(1/20)}$ ], ce qui donne un déclin projeté de près de 10,1% dans les six années écoulées à partir du dernier recensement (1995) jusqu'en 2001, et une projection de population de 6 290 ( $= 7\,000 * (7\,000 / 10\,000)^{(6/20)}$ ) en 2001. Ceci représente un déclin de 37 % en l'espace de trois générations (de 10 000 à 6 290).

Lorsqu'il n'y a pas de preuves d'une variation dans le taux de déclin, on peut supposer un déclin exponentiel. Ainsi, pour la sous-population de l' « Océan Indien », la réduction en 20 ans, de 1961 à 1981, est de 60% par génération, ce qui correspond à 4,48 % par an [ $-0,0448 = (4\,000 / 10\,000)^{(1/20)} - 1$ ]. Le déclin sur trois générations peut donc être estimé à 93,6 % [ $-0,936 = (4\,000 / 10\,000)^{(60/20)} - 1$ ].

La sous-population « Atlantique » est restée stable ; on suppose donc une réduction de 0 %. Si l'on combine les trois estimations, la moyenne pondérée de réduction pour le taxon est estimée à 63 % [ $(- (0,37 * 10) + (0 * 8) - (0,936 * 25)) / 43$ ].

Lorsque l'on utilise ces calculs pour estimer la réduction globale, il convient d'indiquer les réductions calculées et les effectifs calculés pour les sous-populations sur des colonnes différentes de celles des données (voir ci-dessous le tableau complet).

Sous-pop.	Passé	Présent	Notes	Population (calc*) il y a 3 générations	Population (calc*)	Réduction estim. sur 3 générations
Océan Pacifique	10 000 (an. 1930)	7 000 (1995)	Plus grande partie du déclin dans les 20 dernières années	10 000	6 290	37,1 %
Océan Atlantique	8 000 (1975)		On croit qu'elles sont restées stables	8 000	8 000	0 %
Océan Indien	10 000 (1961)	4 000 (1981)		25 000	1 600	93,6 %
<b>Total</b>				<b>43 000</b>	<b>15 890</b>	<b>63,0%</b>

\*calc : calcul basé sur les informations des colonnes précédentes

*Exemple 3 : Il existe des estimations pour plusieurs effectifs de la population dans le passé mais uniquement pour certaines sous-populations.*

Sous-population	Passé	Présent	Réduction	Notes
Océan Pacifique	inconnue	5 000 (1990)	50 %	Réduction supposée sur 3 générations
Océan Atlantique	8 000 (1955)	9 000 (1998)		
Océan Indien	inconnue	2 000 (1980)	70 %	Réduction déduite sur 3 générations

Ici, pour certaines régions, il n'y a pas d'informations sur les effectifs passés des sous-populations, mais il y a une réduction déduite ou supposée. Dans ce cas, on doit calculer la moyenne de ces valeurs supposées ou déduites, pondérée par les effectifs d'il y a trois générations. Puisque ce chiffre n'est pas connu, il doit faire l'objet d'une projection sur la base des estimations du présent et le montant de la réduction déduite ou supposée, à l'aide des méthodes décrites pour l'exemple 2. En supposant un déclin ou une croissance exponentielle, la table complète se lit comme suit :

Sous-pop.	Passé	Présent	Réduction	Population (calc.) il y a 3 génér.	Population actuelle (calc.)	Variation sur 3 générations
Océan Pacifique	?	5 000 (1990)	50 % (supposée)	8 807 <sup>a</sup>	4 403 <sup>a</sup>	réduction supposée 50 %
Océan Atlantique	8 000 (1955)	9 000 (1998)		7 699 <sup>b</sup>	9 074 <sup>b</sup>	croissance estimée 17,9 %
Océan Indien	?	2 000 (1980)	70 % (déduite)	4 374 <sup>c</sup>	1 312 <sup>c</sup>	réduction déduite 70 %
<b>Total</b>				<b>20 880</b>	<b>14 789</b>	<b>Réduction 29,2 %</b>

<sup>a</sup> La variation proportionnelle annuelle des effectifs est de 0,9885  $[(1 - 0,5)^{(1/60)}]$ , ce qui représente une réduction de 1,15% par an. La variation des effectifs depuis 1941 jusqu'au recensement de 1990 est de 0,5678  $[=0,9885^{(1990-1941)}]$ . En conséquence, en 1941 les effectifs sont de 8 807 (5 000 / 0,5678). La variation des effectifs depuis le recensement de 1990 jusqu'en 2001 est de 0,8807  $[=0,9885^{(2001-1990)}]$ . En 2001, les effectifs sont donc de 4 403 (5 000 \* 0,8807).

<sup>b</sup> La variation des effectifs entre 1955 et 1998 est de 1,125 (= 9 000 / 8 000 ; accroissement de 12,5 %). La variation annuelle est donc de 1,00274, soit un accroissement annuel de 0,27 %  $[= 1,125^{1/(1998-1955)}]$ . Effectifs en 1941 = 7 699  $[=8 000 / 1,00274^{(1955-1941)}]$ . Effectifs en 2001 = 9 074  $[= 9 000 * 1,00274^{(2001-1998)}]$ .

<sup>c</sup> Variation annuelle des effectifs = 0,9801  $[(1 - 0,7)^{(1/60)}]$ . Variation des effectifs depuis 1941 jusqu'au recensement de 1980 = 0,4572  $[= 0,9801^{(1980-1941)}]$ . Donc, effectifs en 1941 = 4 374 (2 000 / 0,4572). Variation des effectifs entre le recensement de 1980 et 2001 = 0,6561  $[= 0,9801^{(2001-1980)}]$ . Donc, effectifs en 2001 = 1 312 (2 000 \* 0,6561).

*Exemple 4 : Il existe des estimations multiples pour plusieurs effectifs de la population dans le passé.*

Sous-population	Passée -1	Passée -2	Passée -3	Présent
Océan Pacifique	10 000 (1935)	10 200 (1956)	8 000 (1977)	5 000 (1994)
Océan Atlantique	8 000 (1955)			9 000 (1998)
Océan Indien	13 000 (1946)	9 000 (1953)	5 000 (1965)	3 500 (1980)

Dans ce cas, comme dans l'exemple 2, les estimations « passées » et « présentes » correspondent à des années différentes pour les différentes sous-populations. Cependant, il existe des estimations pour davantage d'années, ce qui fournit des informations permettant de faire des prévisions. Ainsi, pour la sous-population de l'Océan Pacifique, le taux annuel de variation a changé : l'accroissement de 0,09 % dans la première période (1935 à 1956) est suivi d'une réduction de 1,15 % pour la deuxième période et d'une réduction de 2,73 % pour la troisième période, ce qui indique un déclin accéléré. Une option possible consiste à supposer que le taux final de déclin s'appliquera également à la période 1994 à 2001. Une autre option consiste à effectuer une régression non-linéaire. Par exemple, une régression polynômiale de 2<sup>e</sup> degré sur les logarithmes naturels des quatre estimations des effectifs calcule les effectifs comme  $exp(-1328+1,373t - 0,0003524t^2)$ , où  $t$  est l'année depuis 1935 jusqu'en 2001. Cette équation donne des effectifs de 10 389 pour 1941 et de 3 942 pour 2001, ce qui correspond à un déclin de 62 %. La tendance est différente pour la sous-population de l'Océan Indien : le taux annuel de déclin ralentit ; il est de 5,12 % pour la première période, 4,78 % pour la deuxième et 2,35 % pour la troisième. La même méthode de régression calcule les effectifs comme  $exp(2 881 - 2,887t + 0,0007255t^2)$ , et donne pour 1941 des effectifs de 18 481 et pour 2001 des effectifs de 3 538, soit un déclin de 80,9 % (la méthode de régression a donc donné un léger accroissement entre 1980 et 2001). Le tableau complet se trouve ci-dessous.

Sous-pop	Passée -1	Passée -2	Passée -3	Présente (la + proche de 2001)	Effectifs il y a 3 gén. (1941; calc.)	Effectifs actuels (2001; calc.)	Variation estimée sur 3 générations
Océan Pacifique	10 000 (1935)	10 200 (1956)	8 000 (1977)	5 000 (1994)	10 389	39 42	62,1 % réduction
Océan Atlantique	8 000 (1955)			9 000 (1998)	7 699	9 074	17,9 % croissance
Océan Indien	13 000 (1946)	9 000 (1953)	5 000 (1965)	3 500 (1980)	18 481	3 538	80,9 % réduction
<b>Total</b>					<b>36 569</b>	<b>16 554</b>	<b>54,7 % réduction</b>

#### 4.5.5 Traitement de l'incertitude

Souvent, les données relatives à un certain nombre, voire à la plupart des sous-populations ou régions, ne sont pas disponibles ou sont incertaines. Même en présence de taxons pour lesquels les données sont très incertaines, nous recommandons que les données existantes soient organisées comme il est décrit précédemment. La [section 4.5.1](#) décrit la manière de calculer les effectifs pour le présent et il y a trois générations.

#### Utilisation d'estimations incertaines

On peut utiliser des valeurs incertaines comme des fourchettes (intervalles) plausibles et réalistes. En définissant l'incertitude, il est important de distinguer la variabilité naturelle (temporelle ou spatiale) de l'incertitude due au manque d'informations. Puisque le critère A se rapporte à une période spécifique, la variabilité temporelle ne devrait pas faire partie de l'incertitude. En d'autres termes, l'incertitude indiquée ne doit pas inclure la variation d'une année sur l'autre. Le critère A porte sur la réduction du taxon dans son ensemble, donc la variabilité spatiale ne devrait pas non plus faire partie de l'incertitude. Ainsi, si la réduction des effectifs des différentes sous-populations va de 10 % à 80 %, cette fourchette ([10,80] %) ne doit pas être employée pour représenter l'incertitude ; il faudra faire la moyenne de la réduction estimée des différentes sous-populations, comme il est indiqué plus haut.

Il reste l'incertitude liée au manque d'informations. Elle peut être définie en incorporant chaque estimation comme un intervalle, selon les indications du tableau ci-dessous.

Sous-population	Passée	Présente
Océan Pacifique	8 000 – 10 000 (1941)	4 000 – 6 000 (2001)
Océan Atlantique	7 000 – 8 000 (1941)	8 000 – 10 000 (2001)
Océan Indien	10 000 – 15 000 (1941)	1 500 – 2 500 (2001)

Dans ce cas, une méthode simple consiste à calculer les estimations minimales et maximales de réduction de chaque sous-population en utilisant les estimations inférieures et supérieures<sup>3</sup>. Par exemple, pour la sous-population « Pacifique », la réduction minimale peut être estimée comme une réduction de 25 % (de 8 000 à 6 000) et la réduction maximale comme une réduction de 60 % (de 10 000 à 4 000). S'il existe aussi des estimations « optimales » pour les effectifs présents et passés, elles peuvent servir à déterminer la meilleure estimation de la réduction. Sinon, on peut

<sup>3</sup> C'est la méthode utilisée par le logiciel RAMAS© de la Liste rouge afin de calculer la réduction sur la base des abondances, lorsqu'on clique sur le bouton « Calculer » dans la fenêtre Edition des valeurs pour une réduction passée ou future.

considérer que la meilleure estimation de la réduction est de 44 % (9 000 à 5 000), en utilisant les points médians des fourchettes des effectifs présents et passés.

S'il y a une incertitude similaire pour toutes les sous-populations (comme dans cet exemple), une méthode simple consiste à additionner toutes les limites inférieures et supérieures des estimations. Dans ce cas, les effectifs totaux de la population seraient de 25 000–33 000 pour le passé et de 13 500–18 500 pour le présent. En employant la méthode décrite ci-dessus, la meilleure estimation de la réduction pourrait être de 45 % (de 29 000 à 16 000), avec une fourchette plausible de réductions allant de 26 % (de 29 000 à 16 000) à 59 % (de 33 000 à 13 500).

On peut aussi employer la méthode probabiliste (dite de Monte-Carlo). Si l'incertitude sur les effectifs passés et présents apparaît sous la forme de distributions de probabilité, et si la corrélation entre ces distributions est connue, alors la distribution de probabilité de la réduction peut être estimée en sélectionnant aléatoirement une paire d'effectifs présents et passés (en employant les distributions données), en calculant la réduction en fonction de cette paire et en répétant l'opération avec des centaines (ou des milliers) de paires sélectionnées aléatoirement.

#### *Utilisation de données exprimées en unités différentes*

Les exemples mentionnés ci-dessus supposent que les données relatives à la population soient exprimées dans les mêmes unités (nombre d'individus matures). Dans certains cas, les données relatives à différentes populations peuvent être exprimées dans des unités différentes (CPUE ou autres indices). Dans ce cas, il est recommandé de préparer un tableau distinct pour chaque type de données. Si les effectifs passés et présents sont exprimés dans les mêmes unités pour une même sous-population, ils peuvent servir à calculer la réduction pour cette sous-population (peut-être avec une extrapolation comme indiqué plus haut). Ce calcul suppose que l'indice a un rapport linéaire avec le nombre d'individus matures. L'évaluation doit examiner la validité de cette hypothèse et effectuer la transformation nécessaire (de l'indice disponible en un indice ayant un rapport linéaire avec le nombre d'individus matures) avant de calculer la réduction (voir aussi condition (a) au début de ce chapitre).

Il est également important d'essayer de combiner les tableaux en convertissant toutes les unités en une unité commune. En effet, il faut connaître les effectifs relatifs des sous-populations pour pouvoir combiner les estimations de réduction, sauf s'il est connu que les sous-populations ont des effectifs similaires ou que leur pourcentage de déclin est similaire. Si le pourcentage de réduction est similaire (à un ou deux points près) pour des sous-populations différentes, leurs effectifs relatifs ne joueront pas un grand rôle et on pourra employer une simple moyenne arithmétique au lieu d'une moyenne pondérée. Si l'on sait que les effectifs étaient similaires il y a trois générations (par ex. que la sous-population la moins nombreuse ne représentait pas moins de 90 % de la plus nombreuse), on peut aussi employer une moyenne simple.

Si les effectifs et les réductions des diverses sous-populations diffèrent, on ne pourra combiner les réductions (en pourcentage) fondées sur des unités différentes que s'il est possible d'estimer les effectifs relatifs des différentes sous-populations. Cependant, ce calcul n'a pas besoin d'être très précis. Des fourchettes (intervalles) peuvent servir à calculer des résultats incertains. Supposons par exemple que les pourcentages de réduction estimés de deux sous-populations sont de 60 % et de 80 % respectivement, et qu'il n'y a pas d'estimations précises des effectifs relatifs de chaque sous-population (car ces réductions estimées sont fondées sur des indices différents). Dans ce cas, on peut employer des estimations grossières des effectifs relatifs. Si les effectifs relatifs de la première sous-population sont compris entre 0,40 et 0,70 (estimés) de la population totale, la réduction totale peut être calculée comme suit. L'estimation supérieure serait de  $(60 \% * 0,4) +$

(80 % \* 0,6), soit 72 %. L'estimation inférieure serait de (60 % \* 0,7) + (80 % \* 0,3), soit 66 %. La réduction totale peut donc être exprimée comme la fourchette 66–72 %.

#### *Utilisation de données relatives à un petit nombre de sous-populations*

Dans certains cas, on ne dispose de données fiables que pour une seule sous-population ou un petit nombre d'entre elles. Dans ce cas, les données disponibles peuvent être utilisées sous réserve des conditions suivantes.

1. Si la sous-population pour laquelle on dispose d'une estimation de la réduction était de loin la plus nombreuse il y a trois générations, cette estimation peut être employée pour l'ensemble du taxon. Cette procédure peut aussi être formalisée à l'aide des méthodes décrites précédemment. Supposons par exemple que la sous-population la plus nombreuse a subi un déclin de 60 % et qu'elle représentait 90 % à 99 % des individus matures du taxon il y a trois générations. S'il n'y a pas d'informations sur le restant des sous-populations (représentant de 1 à 10 % des individus matures), on peut supposer que ces sous-populations ont subi un déclin de 0 à 100% (même si cette fourchette ne comprend évidemment pas l'intégralité des possibilités, car elle exclut la possibilité d'un accroissement des autres sous-populations). Sur cette base, l'estimation inférieure serait de 54 % (si le reste des sous-populations comprenait 10% des individus et a subi un déclin de 0 %) et l'estimation supérieure serait de 64 % (si le reste des sous-populations comprenait 10 % des individus et a subi un déclin de 100 %). La réduction totale peut donc être exprimée comme la fourchette 54 % à 64 %, ce qui comprend l'estimation (60 %) fondée sur la sous-population la plus nombreuse, mais incorpore aussi l'incertitude due au manque d'informations sur les autres sous-populations.

2. Si l'on peut supposer que toutes les sous-populations (ou toutes les grandes sous-populations) subissent le même pourcentage de déclin, alors la réduction estimée pour un sous-ensemble des sous-populations peut être employée pour l'ensemble du taxon. Dans ce cas, il est important d'inclure dans la documentation les preuves indiquant que les pourcentages de déclin sont les mêmes ; il faut également examiner et exclure les éléments susceptibles de conduire à des pourcentages de réduction différents pour les différentes sous-populations.

## **4.6 Déclin continu (critères B et C)**

« Un déclin continu est un déclin récent, en cours ou prévu (régulier, irrégulier ou sporadique) qui peut se poursuivre à moins que des mesures ne soient prises pour l'enrayer. Les fluctuations naturelles ne sont normalement pas assimilées à un déclin continu et un déclin constaté ne doit pas non plus être assimilé à une fluctuation, à moins que l'on ne dispose de preuves suffisantes à l'appui. » (UICN 2001, 2012b).

Les déclins continus sont utilisés de deux façons différentes dans le cadre des critères. Un déclin continu à n'importe quel taux est applicable aux critères B et C2. Ceci est dû au fait que les taxons pris en considération pour les critères B et C sont déjà caractérisés par des aires de répartition restreintes ou des effectifs réduits. Le *déclin continu estimé* au titre du critère C1 comporte des seuils quantitatifs et nécessite une estimation quantitative, dont le calcul peut se faire en utilisant les mêmes méthodes que pour la réduction des effectifs (voir [section 4.5](#)). Le concept de déclin continu à n'importe quel taux n'est pas applicable au critère C1 (ni au critère A).

Au titre des critères B1b, B2b et C2, les déclins continus peuvent être constatés, estimés, déduits ou prévus. Même s'ils ne sont pas mentionnés explicitement pour les critères B et C2, les déclins continus estimés sont admissibles. Dans le cadre du critère C1, les déclins continus peuvent

seulement être constatés, estimés ou prévus. Un déclin continu au titre des critères B ou C peut être prévu ; donc, il n'est pas nécessaire qu'il ait déjà commencé. Cependant, ces prévisions doivent être justifiées et le degré de certitude de leur occurrence doit être élevé (c.à.d. des déclin futurs simplement « plausibles » ne sont pas admis).

Les taux de déclin continu sur des durées générationnelles longues (à l'instar des réductions) peuvent être estimés à partir de données correspondant à des périodes plus courtes. Ainsi, afin d'évaluer un taxon selon le critère C1 pour la catégorie Vulnérable, il faudra estimer un déclin continu sur trois générations ou 10 ans, selon la période la plus longue (jusqu'à 100 ans maximum). Lorsqu'on extrapole des données à partir de périodes plus courtes, les hypothèses relatives à l'existence d'un taux de déclin constant, croissant ou décroissant pour l'intervalle pris en considération, doivent être justifiées en référence aux menaces, au cycle de vie ou à d'autres éléments pertinents.

Il convient de noter qu'un déclin continu n'est pas possible sans une réduction de la population (qui n'est pas toujours suffisamment importante, cependant, pour atteindre les seuils du critère A), mais que l'inverse, une réduction sans déclin continu, est possible : en effet, si une réduction a « cessé » selon le critère A, il ne peut pas y avoir de déclin continu. Les déclins continus ne sont pas forcément continus (ininterrompus) ; ils peuvent être sporadiques, se produire à des intervalles imprévisibles, mais ils doivent probablement se poursuivre à l'avenir. Il peut être considéré que des événements relativement rares contribuent à un déclin continu s'ils ont eu lieu au moins une fois pendant les trois dernières générations ou les dix dernières années (selon la période la plus longue), qu'il est probable qu'ils se reproduisent pendant les trois générations ou les dix années à venir (selon la période la plus longue), et qu'on estime que la population ne devrait pas se rétablir entre ces événements.

Un aspect des critères pouvant porter à confusion est que le « déclin continu estimé » au titre du critère C1 est conceptuellement très semblable à la « réduction sur une fenêtre mobile » du critère A4. Les différences sont les suivantes : (i) critère A4 est toujours évalué sur trois générations / 10 ans, tandis que critère C1 est évalué sur une, deux ou trois générations, selon la catégorie ; (ii) les seuils sont inférieurs pour critère C1 (par ex. pour VU, réduction de 10 % pour critère C1 et de 30 % pour critère A4) ; (iii) critère C1 exige aussi des effectifs réduits ; et (iv) pour critère C1, le déclin doit être constaté ou estimé, tandis que pour critère A4, la réduction peut être constatée, estimée, déduite, prévue ou supposée.

Si l'habitat est en déclin mais pas l'abondance, les raisons peuvent être notamment : (i) il y a un délai de réponse de la population à la diminution de la capacité de charge (K), peut-être parce que la population est au-dessous de K pour d'autres raisons, comme l'exploitation par exemple ; (ii) l'habitat est en déclin dans des zones non occupées actuellement par le taxon ; ou (iii) l'habitat n'a pas été identifié correctement. Dans le cas de (i), la population subira plus tard l'incidence du déclin de l'habitat ; dans le cas de (ii) la perte de possibilités de recolonisation peut avoir ultérieurement un impact sur la population. Dans les deux cas, on peut invoquer critères B1b(iii) ou B2b(iii), même si la population ne subit pas de déclin continu. Les problèmes d'identification incorrecte de l'habitat (cas iii) peuvent être réglés en définissant le terme « habitat » plus précisément. Lorsqu'on détermine un déclin continu de la superficie, l'étendue et/ou la qualité de l'habitat (critères B1b(iii) et B2b(iii)), les évaluateurs devraient se fonder sur une définition de l'habitat au sens strict, à savoir l'aire, caractérisée par ses propriétés biotiques et abiotiques, habitable par une espèce donnée. Ils devraient notamment éviter des classifications génériques telles que « forêt », qui désignent un biotope, un type de végétation ou un type de couverture du sol, mais ne définissent pas l'habitat spécifique à une espèce. De plus, ils devraient documenter la

localité des déclinés par rapport à l'aire de répartition de l'espèce et, si possible, quantifier la proportion de l'aire de répartition affectée, l'ampleur ou le taux du déclin, et la manière dont l'espèce réagit au déclin.

Il convient de noter que le déclin continu diffère de la « tendance actuelle de la population », qui représente un champ à renseigner dans les évaluations de la Liste rouge mais n'est pas utilisée lors de l'application des critères. Il n'y a pas de corrélation simple entre ces termes. La tendance actuelle de la population peut être stable ou en croissance et un déclin continu peut être prévu à l'avenir. Si la tendance actuelle de la population est « en déclin », il y a un déclin continu, mais seulement si la tendance devrait se poursuivre à l'avenir et qu'il ne s'agit pas de la phase de déclin d'une fluctuation.

#### **4.7 Fluctuations extrêmes (critères B et C2)**

« On peut dire qu'un taxon connaît des fluctuations extrêmes lorsque ses effectifs ou son aire de répartition varient fortement, rapidement et fréquemment, et que cette variation est supérieure à un facteur de dix. » (UICN 2001, 2012b)

Les fluctuations extrêmes sont comprises dans les critères B et C afin de tenir compte du rapport positif existant entre le risque d'extinction et la variance du taux de croissance de la population (Burgman *et al.* 1993). En effet, les populations subissant des fluctuations extrêmes ont plus probablement des taux de croissance très variables et sont en conséquence exposées à des risques d'extinction plus élevés que ceux des populations présentant une moindre variabilité.

L'importance et la fréquence des fluctuations de la population peuvent varier ([Figure 4.4](#)). Pour invoquer le sous-critère des « fluctuations extrêmes », il faut que la variation soit supérieure à un facteur de dix (c.-à-d. la différence d'ordre de grandeur entre les valeurs minimales et maximales). Les fluctuations peuvent se produire sur n'importe quel laps de temps, en fonction de leurs causes sous-jacentes. Des fluctuations à court terme correspondant à des cycles saisonniers ou annuels seront en général plus faciles à détecter que celles se produisant à plus long terme, par exemple celles liées à des événements rares ou à des cycles climatiques tels qu'El Niño. Les fluctuations peuvent avoir lieu régulièrement ou sporadiquement (c.à.d. à des intervalles variables entre des valeurs maximales ou minimales successives).

L'incidence des fluctuations extrêmes sur le risque d'extinction dépendra du degré d'isolement des différentes sous-populations et du degré de synchronicité des fluctuations de ces sous-populations entre elles.

S'il y a une dispersion régulière ou occasionnelle, même d'un petit nombre d'individus, graines, spores, etc., entre toutes ou presque toutes les sous-populations, alors il conviendra de mesurer le degré de fluctuation sur l'ensemble de la population. Dans ce cas, on pourra invoquer ce sous-critère uniquement si le degré total de fluctuation (sur l'ensemble de la population) est supérieur à un ordre de grandeur. Si les fluctuations des différentes sous-populations sont indépendantes et asynchrones, elles s'annuleront réciproquement dans une certaine mesure lorsqu'on prend en considération les fluctuations de l'ensemble de la population.

En revanche, si les sous-populations sont entièrement isolées, leur degré de synchronicité n'est pas aussi important ; il suffit que la plupart des populations présentent des fluctuations extrêmes pour remplir le sous-critère. Dans ce cas, si la plupart des populations présentent des fluctuations

équivalentes à un ordre de grandeur, le critère est rempli, indépendamment du degré des fluctuations sur l'ensemble des effectifs de la population.

Entre ces deux extrêmes, s'il y a une dispersion entre certaines des sous-populations seulement, l'ensemble des effectifs de ces sous-populations interconnectées doit être pris en considération pour évaluer les fluctuations ; chaque ensemble de sous-populations interconnectées doit être pris en considération séparément.

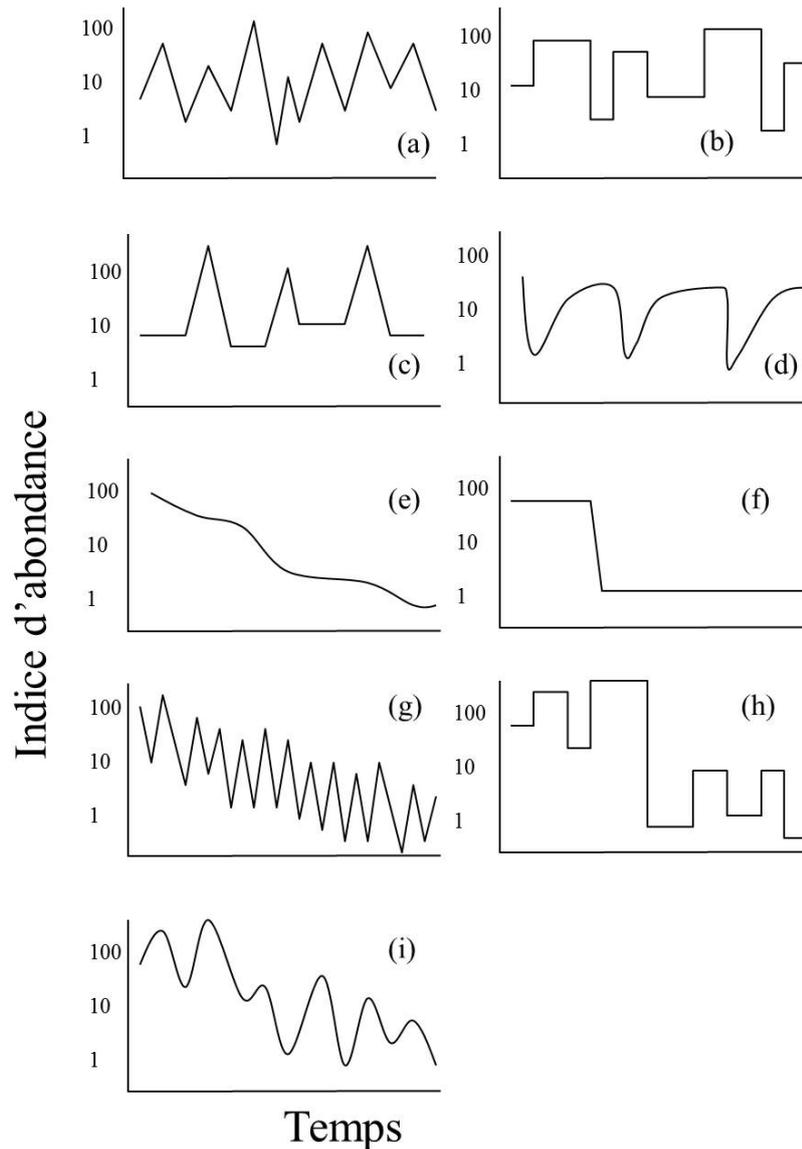
Il est parfois difficile de distinguer les fluctuations de la population des changements de sens dans la tendance de la population, notamment des réductions, des accroissements ou des déclin continus. La [Figure 4.4](#) montre des exemples de fluctuations se produisant indépendamment des changements de sens et en association avec ces derniers. Une réduction ne doit pas être interprétée comme une fluctuation, sauf s'il en existe des preuves suffisantes. Il ne faut pas non plus déduire l'existence d'une fluctuation, sauf s'il est établi avec un degré raisonnable de certitude que le changement dans la population sera suivi par un changement dans le sens contraire en l'espace d'une ou deux générations. Un changement de sens, en revanche, n'est pas nécessairement suivi d'un changement dans le sens contraire.

Pour diagnostiquer une fluctuation extrême, on peut utiliser deux méthodes principales : (i) interpréter l'évolution de la population sur la base d'un indice d'abondance adapté au taxon ; et (ii) utiliser des caractéristiques du cycle de vie ou de la biologie des habitats du taxon.

- i) La trajectoire de la population doit présenter des augmentations et des diminutions récurrentes ([Figure 4.4](#)). Normalement, il faudrait constater plusieurs croissances et décroissances successives pour démontrer le caractère réversible des modifications de la population, à moins d'avoir une interprétation des données fondée sur la connaissance de la cause sous-jacente de la fluctuation (voir ii). Les valeurs maximales et minimales peuvent être séparées par des intervalles où les effectifs restent relativement stables.
- ii) Certains organismes sont enclins à avoir une dynamique où des périodes d'essor et de déclin se succèdent. C'est notamment le cas des poissons vivant dans des cours d'eau intermittents, des petits mammifères granivores des climats arides et des plantes répondant à des perturbations liées à des renouvellements des peuplements. Dans ces cas, les taxons dépendent d'une ressource spécifique dont la disponibilité est fluctuante, ou répondent à une perturbation impliquant des épisodes prévisibles de mortalité et de renouvellement. On peut mieux cerner ces liens en étudiant des taxons fonctionnellement similaires ; la déduction des fluctuations extrêmes ne nécessite pas une constatation directe de croissances et de décroissances successives.

Quel que soit le cas, les évaluateurs doivent pouvoir déterminer avec une certitude raisonnable que les fluctuations dans le nombre d'individus matures représentent des variations de l'ensemble de la population et non un simple flux d'individus entre différentes étapes de la vie. Ainsi, chez certains invertébrés d'eau douce des plans d'eau intermittents, le nombre d'individus matures augmente avec les inondations, qui favorisent la sortie du stade larvaire. Les individus matures se reproduisent tant que les conditions restent favorables, mais meurent lorsque le plan d'eau s'assèche, laissant sur place des stades immatures (œufs...) jusqu'à l'inondation suivante. Les feux peuvent aussi favoriser une reproduction massive à partir de banques de graines persistantes où il y avait très peu d'individus matures avant l'événement. Comme dans l'exemple précédent, des plantes matures meurent pendant l'intervalle entre des incendies et des individus immatures (graines) restent sur place jusqu'au prochain feu qui va favoriser leur germination. Ces cas ne

rentrent pas dans la définition des fluctuations extrêmes, sauf si les stades de vie dormants s'épuisent en un seul épisode ou ne peuvent pas persister en l'absence d'individus matures. Ainsi, des taxons végétaux tués par le feu et ayant une banque de graines épuisable dans la canopée (cas des plantes sérotineuses), par exemple, seront enclins aux fluctuations extrêmes, car le déclin dans le nombre d'individus matures représente un déclin des effectifs totaux.



**Figure 4.4.** Fluctuations sans changement directionnel des effectifs (a à d), réductions des effectifs ou déclin sans fluctuations (e, f), réduction des effectifs en combinaison avec des fluctuations (g à i).

#### 4.8 Gravement fragmentée (critère B)

« L'expression fait référence à une situation dans laquelle un risque d'extinction accru résulte du fait que la plupart des individus vivent en petites sous-populations relativement isolées (dans certaines circonstances, c'est l'information dont on dispose sur l'habitat qui permet de déduire que la population d'un taxon est gravement fragmentée). Ces petites sous-populations peuvent s'éteindre, et la probabilité de recolonisation est faible. » (UICN 2001 ; 2012b).

La fragmentation doit être évaluée à une échelle adaptée au degré d'isolement biologique du taxon considéré. En règle générale, les taxons dont les stades de vie adulte sont très mobiles ou qui produisent un grand nombre de petites diaspores mobiles sont censés avoir une dispersion plus large, et donc être moins vulnérables à l'isolement dû à la fragmentation de leurs habitats. Ainsi, le même degré de fragmentation de l'habitat peut ne pas conduire au même degré de fragmentation de la population pour les espèces ayant des niveaux de mobilité différents. Les taxons qui produisent peu ou pas de diaspores, ou seulement des diaspores de grande taille, se dispersent moins bien sur les longues distances et se trouvent de ce fait plus facilement isolés. Si des habitats naturels ont été fragmentés (forêts anciennes, tourbières riches en calcium...) il s'agit d'une preuve directe de fragmentation pour des taxons ayant une faible capacité de dispersion.

Le critère suivant peut être employé pour déterminer s'il existe ou non une fragmentation grave lorsque l'on dispose de données sur (i) la répartition de la zone d'occupation (c.-à-d. des cartes détaillées de l'habitat occupé), (ii) quelques éléments sur la capacité de dispersion du taxon (par ex. distance moyenne de dispersion) et (iii) la densité moyenne de la population à l'intérieur de l'habitat occupé (par ex. informations sur l'étendue du territoire, étendue du domaine vital...) : un taxon peut être considéré comme étant gravement fragmenté si la plupart (> 50 %) de sa zone totale d'occupation est composée de parcelles d'habitat qui sont (1) trop petites pour héberger une population viable, et (2) séparées des autres parcelles d'habitat par de grandes distances.

Pour (1), l'étendue pouvant héberger une population viable peut se fonder sur des estimations rudimentaires de la densité de la population et sur l'écologie du taxon. Ainsi, pour de nombreux vertébrés, des sous-populations pouvant héberger moins d'une centaine d'individus peuvent être considérées trop petites pour être viables. Pour (2), le degré d'isolement des sous-populations doit être fondé sur la distance de dispersion du taxon. Ainsi, des sous-populations isolées par des distances plusieurs fois supérieures à la distance moyenne de dispersion du taxon (sur le long terme) seront considérées comme isolées. En revanche, la séparation des sous-populations par des zones ne constituant pas des habitats (par exemple, les îles d'un archipel) n'est pas nécessairement synonyme d'isolement si le taxon peut se disperser entre les sous-populations.

Il convient de noter que l'existence de parcelles petites et isolées, même en grand nombre, ne suffit pas pour considérer que le taxon est gravement fragmenté. Pour remplir ce critère, plus de la moitié des individus doit se trouver dans de petites parcelles isolées, ou plus de la moitié de la zone d'habitat occupée doit être composée de ce type de parcelles.

Pour de nombreux taxons, les informations sur la densité de population et la distance de dispersion peuvent se fonder sur celles d'autres taxons similaires. Des valeurs fondées sur des données biologiques peuvent être établies par les évaluateurs pour de grands groupes taxonomiques (familles, voire ordres) ou pour d'autres groupements de taxons sur la base de leur biologie. Par exemple, pour les bryophytes, on manque souvent d'informations sur les effets de l'isolement des sous-populations. Pour les bryophytes, dans la plupart des cas, il convient de considérer qu'une distance minimale de plus de 50 km entre des sous-populations de taxons ne se dispersant pas par des spores peut indiquer une fragmentation grave. Il en est de même pour une distance de 100 à 1 000 km pour des taxons à spores (Hallingbäck *et al.* 2000).

La définition de la fragmentation grave est fondée sur la répartition des sous-populations. Ce concept est souvent confondu avec celui de « localité » (voir [section 4.11](#)), mais il s'agit de deux choses différentes. Un taxon peut être gravement fragmenté et toutes les sous-populations isolées peuvent néanmoins subir une seule et même menace (localité unique) ou chaque sous-population peut subir des menaces différentes (plusieurs localités).

## 4.9 Zone d'occurrence (critères A et B)

La zone d'occurrence est définie comme « la superficie délimitée par la ligne imaginaire continue la plus courte possible pouvant renfermer tous les sites connus, déduits ou prévus de présence actuelle d'un taxon, à l'exclusion des individus erratiques » (UICN 2001, 2012b).

La zone d'occurrence (EOO) est un paramètre qui mesure l'étalement spatial des zones où le taxon est actuellement présent. Ce paramètre a pour but de mesurer la répartition spatiale des menaces à l'intérieur de l'aire de répartition géographique du taxon. La base théorique pour l'utilisation de l'EOO en tant que mesure de dispersion du risque est l'observation que de nombreux processus et variables environnementaux sont corrélés spatialement, ce qui signifie que les localités proches les unes des autres connaissent des conditions plus similaires (davantage corrélées) avec le temps que les localités éloignées les unes des autres. Ces processus incluent les menaces humaines (comme les maladies, les espèces envahissantes, les marées noires, les prédateurs non autochtones, la perte d'habitat au profit du développement, etc.) mais aussi les processus naturels (fluctuations des variables environnementales comme les sécheresses, les vagues de chaleur, les vagues de froid, les ouragans et autres événements météorologiques, ainsi que d'autres événements perturbateurs comme les incendies, les inondations et les phénomènes volcaniques). Une corrélation plus élevée engendre un risque d'extinction global plus élevé, de telle manière que, toutes choses étant égales par ailleurs, un ensemble de populations réparties dans une petite zone sont exposées à un risque d'extinction global plus élevé qu'un ensemble de populations réparties sur une plus grande zone.

La zone d'occurrence n'a pas pour but d'estimer l'étendue de l'habitat occupé ou potentiel, ni de mesurer de façon générale l'aire de répartition du taxon. D'autres définitions plus restrictives de l'« *aire de répartition* » conviendront à d'autres buts, notamment la planification d'actions de conservation. Pour bien utiliser les critères, la zone d'occurrence doit être estimée de façon compatible avec les seuils qu'ils établissent.

Lorsqu'on examine les différences entre la zone d'occurrence (EOO) et la zone d'occupation (AOO, voir [section 4.10](#)), il peut être utile de comparer des espèces présentant des valeurs similaires pour l'un de ces paramètres et différentes pour l'autre. Toutes choses étant égales par ailleurs, des zones d'occurrence plus étendues permettent généralement de répartir davantage les risques que les plus petites, et entraînent donc un risque d'extinction plus faible pour le taxon, en fonction des menaces auxquelles il est confronté. Ainsi, un taxon présent sur une zone d'occurrence étendue risque peu de se voir touché par un seul incendie sur l'ensemble de sa zone d'occurrence, puisque l'échelle spatiale de cette menace unique est plus restreinte que la répartition spatiale du taxon. À l'inverse, un taxon endémique ayant une répartition restreinte, avec la même zone d'occupation que le taxon précédent, peut être gravement touché par un incendie sur toute sa zone d'occurrence, parce que l'échelle spatiale de la menace est aussi étendue ou plus étendue que l'aire d'occurrence du taxon.

Pour les espèces migratrices, la zone d'occurrence devrait être fondée sur l'étendue minimale des zones de reproduction ou des sites de séjour non reproductif (hivernage), mais pas des deux à la fois, parce que ces espèces dépendent des deux types de sites, et la plus grande partie de la population se trouve dans l'un des deux à un moment donné dans le temps.

Si l'EOO est inférieure à l'AOO, il faudra modifier la zone d'occurrence (EOO) pour la rendre égale à la zone d'occupation (AOO), afin qu'elle soit compatible avec la définition de la zone d'occupation comme une partie de la zone d'occurrence.

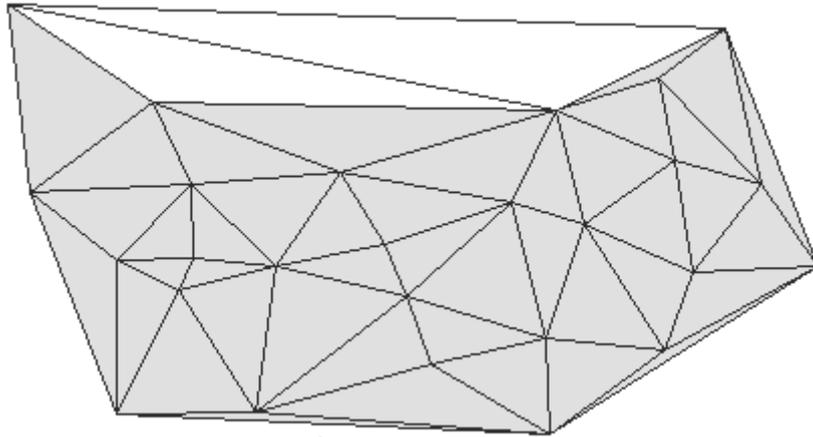
« La zone d'occurrence peut souvent être mesurée par un polygone convexe minimum (le plus petit polygone dans lequel aucun angle ne dépasse 180 degrés et contenant tous les sites d'occurrence). » (UICN 2001, 2012b). Les Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN indiquent que la zone d'occurrence (EOO) peut exclure « des discontinuités ou disjonctions dans la répartition globale d'un taxon ». Cependant, pour l'évaluation du critère B1, nous déconseillons fortement d'exclure les discontinuités ou disjonctions lors de l'estimation de l'EOO. Les exclusions sont déconseillées pour le critère B1 parce que les disjonctions et les occurrences périphériques indiquent avec précision dans quelle mesure une aire de répartition étendue réduit le risque d'atteintes à l'ensemble de la population d'un taxon du fait d'un seul phénomène menaçant. Les risques sont répartis en raison de l'existence d'occurrences discontinues ou périphériques, indépendamment du fait que l'aire d'occurrence comprenne ou non des zones d'habitat inadaptes au taxon. Si l'on exclut par erreur des discontinuités ou des disjonctions au sein de la répartition totale d'un taxon, l'aire d'occurrence sera sous-estimée lors de l'évaluation du critère B et, en conséquence, le degré de répartition spatiale du risque pour le taxon sera aussi sous-estimé.

Lorsqu'il existe des discontinuités ou disjonctions dans l'occurrence d'une espèce, le polygone convexe minimum (appelé aussi la « coque convexe ») donne une délimitation avec un niveau de résolution très grossier sur sa superficie extérieure, ce qui aboutit à une sous-estimation considérable de l'aire de répartition, en particulier lorsque celle-ci a une forme irrégulière (Ostro *et al.* 1999). Les conséquences de ce biais varient en fonction de l'utilisation qui va être faite de l'estimation de l'EOO : soit pour évaluer les seuils spatiaux pour le critère B, soit pour estimer ou déduire des réductions (critère A) ou des déclinés continus (critères B et C). L'utilisation de polygones convexes a peu de chances de biaiser l'évaluation des seuils d'EOO au titre du critère B, car les disjonctions et les occurrences périphériques ne contribuent pas à la répartition spatiale du risque (voir ci-dessus). Ceci est également vrai pour les « répartitions en "doughnut" » (par exemple pour les espèces aquatiques confinées sur le pourtour d'un lac) et les répartitions de forme allongée (par exemple pour les espèces côtières). Dans le cas des espèces ayant une répartition allongée linéaire, le polygone convexe minimum peut entraîner une surestimation du risque d'extinction. Néanmoins, compte tenu de la rareté des méthodes pratiques applicables à l'ensemble des répartitions spatiales, et étant donné la nécessité d'estimer la zone d'occurrence de manière homogène pour tous les taxons, le polygone convexe minimum reste une mesure pragmatique de la répartition spatiale du risque.

Cependant, le biais lié aux estimations fondées sur des polygones convexes et leur sensibilité à l'effort d'échantillonnage les rendent moins aptes à comparer deux ou plusieurs estimations temporelles de l'EOO afin d'évaluer des réductions ou des déclinés continus. Si des occurrences périphériques sont relevées à un moment donné et pas à d'autres, on peut en tirer des déductions erronées sur des accroissements ou des réductions. Par conséquent, une méthode comme la « coque  $\alpha$  » (une généralisation de la coque convexe) est recommandée pour évaluer des réductions ou des déclinés continus dans l'EOO, car elle réduit sensiblement les biais pouvant découler de la disposition spatiale de l'habitat (Burgman et Fox 2003). La coque  $\alpha$  fournit une description beaucoup plus reproductible de la forme extérieure de l'aire de répartition d'une espèce en la divisant en plusieurs parcelles distinctes lorsqu'elle s'étend sur des régions inhabitées. Pour la coque  $\alpha$  l'estimation de la superficie et la tendance seront aussi en convergence sur la valeur correcte à mesure que la taille de l'échantillon augmente, à moins qu'il y ait d'autres erreurs

importantes. Ceci n'est pas forcément le cas pour les coques convexes. Des estimateurs de la densité de noyau peuvent être employés dans le même but mais leur utilisation est plus complexe.

Pour estimer une coque  $\alpha$ , il convient tout d'abord de faire une triangulation de Delaunay des points d'occurrence cartographiés (Figure 4.5). On effectue la triangulation en traçant des lignes joignant les points, de telle façon qu'aucune ligne ne se croise entre les points. La superficie extérieure de la triangulation de Delaunay est identique à la coque convexe.



**Figure 4.5.** Exemple d'une coque  $\alpha$ . Les lignes montrent la triangulation de Delaunay (les points d'intersection des lignes sont les localités d'occurrence du taxon). L'ensemble des zones de triangles foncés est l'EEO sur la base de la coque  $\alpha$ . Les deux triangles plus clairs faisant partie de la coque convexe sont exclus de la coque  $\alpha$ .

La deuxième étape consiste à mesurer les longueurs de toutes les lignes et à calculer la longueur moyenne d'une ligne. La troisième étape consiste à supprimer toutes les lignes plus longues qu'un multiple ( $\alpha$ ) de la longueur moyenne (ce produit de  $\alpha$  et de la longueur moyenne des lignes représente une « distance de discontinuité »). On peut choisir la valeur de  $\alpha$  en ayant en tête un niveau requis de résolution. Plus la valeur de  $\alpha$  sera faible, plus la résolution de la coque sera fine. L'expérience montre qu'une valeur de  $\alpha$  égale à 2 est un bon point de départ pour certaines espèces (cependant, dans des cas spécifiques d'évaluations de réductions de l'EEO, la valeur à utiliser devrait être un compromis entre le fait de minimiser le biais potentiel lié à un échantillonnage incomplet des occurrences périphériques et celui de minimiser l'écart par rapport à un polygone convexe). Cette procédure conduit à supprimer des lignes joignant des points relativement distants et peut subdiviser l'aire de répartition totale en deux ou plusieurs polygones. La dernière étape consiste à calculer la zone d'occurrence en additionnant les surfaces de tous les triangles restants. Lorsqu'on répète cet exercice pour estimer la zone d'occurrence à partir d'un second échantillonnage temporel de points (et donc pour évaluer la variation de l'EEO), la même distance de discontinuité entre les points doit être employée comme seuil de suppression de lignes, au lieu d'employer la même valeur d' $\alpha$ . Ceci réduira le biais dû à la variation d'effort d'échantillonnage entre les deux relevés et le biais dû à la modification de la longueur moyenne de la ligne avec un nombre d'occurrences plus ou moins élevé.

La zone d'occurrence et la zone d'occupation sont des mesures de la répartition actuelle ; elles ne doivent donc pas inclure des zones où l'espèce n'est plus présente. En revanche, elles doivent inclure non seulement les sites où la présence est connue, mais également ceux où elle est déduite ou prévue (voir [section 4.10.7](#)). Par exemple, des sites peuvent être déduits à partir de la présence

d'habitats adaptés connus, mais où on n'a pas encore fait de recherches pour trouver l'espèce. Pour ce faire, il est important de déterminer dans quelle mesure le taxon a fait l'objet de recherches. L'incorporation des sites déduits fournit une fourchette de valeurs plausibles, ce qui peut à son tour indiquer une fourchette de catégories possibles de la Liste rouge (voir les sections [3.1. Disponibilité des données, déduction, supposition et prévision](#), et [3.2. L'incertitude](#)).

#### 4.10 Zone d'occupation (critères A, B et D)

La zone d'occupation (AOO) est une mesure à l'échelle représentant la superficie d'habitat approprié réellement occupée par un taxon. La zone d'occupation a été incorporée dans les critères pour deux raisons principales. Premièrement, l'AOO est une mesure de « l'effet assurance », dans le cadre duquel les taxons présents dans de nombreuses parcelles ou de vastes parcelles au sein d'un paysage terrestre ou marin sont « assurés » contre les risques issus de menaces spatialement explicites. Dans de tels cas, le risque que la menace affecte l'ensemble des parcelles occupées au cours d'une durée spécifique sera faible. En revanche, les taxons présents dans quelques petites parcelles sont exposés à des risques d'extinction élevés car la probabilité qu'une ou plusieurs menaces affectent l'ensemble ou la majorité de l'aire de répartition pendant une durée donnée est plus élevée. Ainsi, l'AOO est inversement liée au risque d'extinction. Les espèces à haut risque en raison de leur faible AOO sont souvent spécialisées quant à leur habitat. Deuxièmement, il existe en général une corrélation positive entre l'AOO et les effectifs. La véracité de cette corrélation pour une espèce donnée dépend de la variation spatiale de sa densité de population (Gaston 1996). Néanmoins, l'AOO peut être une mesure utile pour identifier les espèces ayant un risque d'extinction en raison de leurs faibles effectifs lorsqu'aucune donnée n'est disponible pour estimer la taille et la structure des populations (Keith 1998).

Pour les espèces migratrices, l'AOO devrait être fondée, comme dans le cas de l'EOO, sur l'étendue minimale des zones de reproduction ou des sites de séjour non reproductif (hivernage), mais pas des deux à la fois, parce que ces espèces dépendent des deux types de sites, et la plus grande partie de la population se trouve dans l'un des deux à un moment donné dans le temps.

***Afin de garantir une bonne utilisation des critères et maintenir la cohérence des évaluations de la Liste rouge pour tous les taxons, il est essentiel de mettre à l'échelle les estimations de l'AOO en utilisant des mailles de grille de 2 × 2 km.*** Les estimations de l'AOO sont très sensibles à l'échelle spatiale à laquelle l'AOO est mesurée ([Figure 4.6](#) ci-dessous, Hartley & Kunin 2003, Nicholson *et al.* 2009). Ainsi, il est possible d'obtenir des estimations très différentes de l'AOO à partir de mêmes données de répartition si ces estimations sont calculées avec des échelles différentes (voir « [Problèmes d'échelle](#) » et [Figure 4.6](#) ci-après). La résolution (taille de la grille) qui maximise la corrélation entre l'AOO et le risque d'extinction est déterminée davantage par l'échelle spatiale des menaces que par l'échelle spatiale à laquelle l'AOO est estimée ou la forme de la distribution du taxon (Keith *et al.* 2018). Les seuils d'AOO délimitant les différentes catégories de menaces pour les critères B2 et D2 sont conçus pour évaluer les menaces qui affectent les zones de l'ordre de 10 à 2 000 km<sup>2</sup>, et supposent donc que l'AOO est estimée à une échelle spatiale particulière. Les présentes Lignes directrices requièrent que l'AOO soit mise à l'échelle en utilisant des mailles de grille de 2 × 2 km (c.-à-d., couvrant une superficie de 4 km<sup>2</sup>), afin de garantir que les estimations de l'AOO correspondent à l'échelle implicite des seuils. L'utilisation de la plus petite échelle disponible (maillage le plus fin) pour estimer l'AOO (parfois appelée à tort « zone réelle » ou « AOO réelle ») n'est pas permise, même s'il peut être souhaitable de cartographier la répartition d'une espèce à l'échelle la plus fine à des fins autres que celles du calcul de l'AOO. Il convient de noter que la mise à l'échelle des estimations de l'AOO en utilisant un maillage spatial standard pour les critères B2 et D2, et la mise à l'échelle des taux de déclin

des effectifs selon la durée générationnelle pour le critère A sont toutes les deux des procédures essentielles pour promouvoir la cohérence des évaluations de la Liste rouge. L'exigence relative à l'échelle s'applique uniquement au calcul de l'AOO. Des cartes d'habitat à plus haute résolution peuvent être utilisées concernant d'autres aspects d'une évaluation pour la Liste rouge, par exemple pour calculer la baisse de qualité des habitats en tant que base au calcul de la réduction des effectifs au titre du critère A2(c) ou pour estimer le déclin continu estimé en termes de superficie de l'habitat au titre du critère B2(b), mais aussi à des fins de planification de la conservation.

Reconnaissant le rôle des AOO et l'importance d'une mise à l'échelle adaptée, l'UICN (2001, 2012b) précise ceci : « La zone d'occupation est la superficie occupée par un taxon au sein de la "zone d'occurrence" (voir section 4.9 ci-dessus), à l'exclusion des individus errants. La mesure reflète le fait qu'un taxon ne se rencontre généralement pas dans toute sa zone d'occurrence, qui peut comprendre des habitats peu appropriés ou inoccupés. Dans certains cas (par ex. sites irremplaçables de colonies de nidification, sites primordiaux où les taxons migrateurs se nourrissent), la zone d'occupation est la plus petite superficie cruciale pour la survie, à tous les stades, des populations existantes d'un taxon. L'étendue de la zone d'occupation est fonction de l'échelle utilisée pour la mesurer. Il faut donc choisir l'échelle en fonction des caractéristiques biologiques pertinentes du taxon, de la nature des menaces et des données disponibles (voir ci-dessous). Pour éviter des incohérences et des erreurs systématiques causées par l'estimation de la zone d'occupation à des échelles différentes, il faudra peut-être normaliser les estimations en appliquant un facteur de correction d'échelle. Il est difficile de donner des directives strictes sur les moyens de procéder à la normalisation parce que le rapport entre la superficie et l'échelle est différent selon les taxons. »

#### 4.10.1 Problèmes d'échelle

Les évaluations de la Liste rouge reposant sur la zone d'occupation (AOO) peuvent rencontrer des difficultés liées à l'échelle spatiale. Intuitivement, pour estimer l'ampleur de l'habitat occupé par des taxons nettement différents en termes de taille corporelle, de mobilité et domaine vital, il est nécessaire d'utiliser différentes échelles de mesure spatiales. Néanmoins, parmi les grandes menaces pesant sur ces mêmes taxons, beaucoup interviennent aux mêmes échelles au sein de paysages terrestres ou marins. Pour cette raison, les critères de la Liste rouge indiquent des seuils fixes pour la taille de l'aire de répartition, ceci afin d'identifier les taxons connaissant des niveaux de risque d'extinction différents. L'utilisation de seuils fixes pour la taille de l'aire de répartition est également importante pour des raisons pragmatiques, afin de limiter le nombre de critères de la Liste rouge. Si des seuils différents étaient utilisés pour différents groupes de taxons, cela augmenterait nettement la complexité des critères et des lignes directrices, ainsi que les risques d'application non homogène.

La nécessité de mettre à l'échelle les estimations de l'AOO découle de manière cohérente et logique de l'adoption de seuils fixes pour l'AOO au niveau des critères de la Liste rouge et de la sensibilité des estimations de l'AOO par rapport à l'échelle de mesure. « Plus l'échelle à laquelle on représente la répartition ou l'habitat d'un taxon est fine, plus la zone occupée par un taxon sera petite, et moins l'estimation de la répartition (...) sera susceptible de dépasser les seuils précisés dans les critères. Une représentation cartographique à échelle plus fine révèle un plus grand nombre de zones où un taxon donné n'est pas enregistré. À l'inverse, une représentation cartographique à échelle plus grossière révèle moins de zones inoccupées, avec pour conséquence que les estimations de l'aire de répartition dépassent probablement les seuils retenus pour les catégories menacées. L'échelle choisie pour estimer l'AOO peut donc, en elle-même, influencer

le résultat des évaluations pour la Liste rouge et être source d'incohérence et de partialité. » (UICN 2001, 2012b)

Les paragraphes suivants décrivent tout d'abord une méthode simple d'estimation de l'AOO, précisent ensuite l'échelle de référence adaptée, et présentent enfin une méthode de normalisation (ou mise à l'échelle) pour les cas où les données disponibles ne seraient pas à l'échelle de référence.

#### 4.10.2 Méthodes pour estimer la zone d'occupation

Il y a différentes manières d'estimer la zone d'occupation ; aux effets des présentes lignes directrices, nous supposons que les estimations ont été obtenues en comptant le nombre de mailles occupées dans une grille uniforme couvrant l'ensemble de l'aire de répartition du taxon (voir Figure 2 dans UICN 2001, 2012b) et en calculant ensuite la superficie totale de l'ensemble des mailles occupées :

$$\text{AOO} = \text{nombre de mailles occupées} \times \text{superficie d'une maille} \quad (\text{équation 4.1})$$

Ensuite, l'« échelle » des estimations de la zone d'occupation peut être représentée par la superficie d'une maille de la grille (ou la longueur de la maille, mais ici nous employons la superficie). Il y a d'autres moyens de représentation de la zone d'occupation, par exemple en cartographiant et en calculant la superficie des polygones qui englobent tout l'habitat occupé. L'échelle de ces estimations peut être représentée par la superficie du plus petit polygone cartographié (ou la longueur du plus petit segment du polygone), mais nous ne recommandons pas ces méthodes alternatives.

Si des emplacements différents de la grille (points de début de la grille) aboutissent à des estimations différentes de la zone d'occupation, il convient d'utiliser l'estimation la plus faible.

#### 4.10.3 L'échelle appropriée

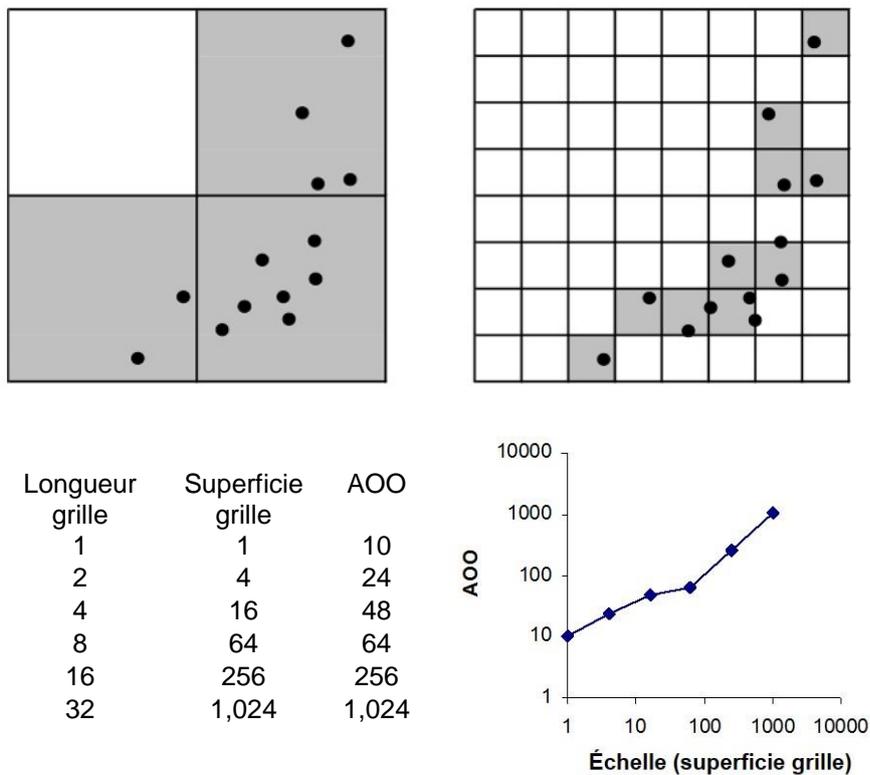
Dans tous les cas, des mailles de 4 km<sup>2</sup> (2 × 2 km) sont recommandées comme échelle de référence pour estimer l'AOO au titre des critères B2 et D2. Si l'on a fait une estimation à une échelle différente et, tout particulièrement, si l'on a employé des données à des échelles différentes pour évaluer des espèces appartenant au même groupe taxonomique, des incohérences et des erreurs peuvent se produire. Des échelles correspondant à une taille de grille de 3,2 × 3,2 km ou plus (c.-à-d. des échelles plus grandes) ne conviennent pas, car elles ne permettent de classer aucun taxon dans la catégorie En danger critique (pour laquelle le seuil d'AOO pour le critère B est de 10 km<sup>2</sup>). Les échelles plus fines (c.-à-d. plus petites), correspondant à une taille de grille inférieure à 2 × 2 km, tendent à classer davantage de taxons dans une catégorie de menace plus élevée que celle implicitement prévue par la définition de ces catégories. Les évaluateurs doivent éviter d'utiliser des estimations de l'AOO à d'autres échelles. L'échelle pour l'AOO ne doit pas être basée sur l'EOO (ni sur d'autres mesures de l'aire de répartition), car l'AOO et l'EOO mesurent des facteurs différents ayant une incidence sur le risque d'extinction (voir ci-dessous).

***Si la zone d'occupation (AOO) peut être calculée à l'échelle de référence de mailles de 4 km<sup>2</sup>, vous pouvez sauter les sections sections [4.10.4](#) et [4.10.5](#). Si la zone d'occupation ne peut pas être calculée à l'échelle de référence (par exemple parce qu'elle a déjà été calculée à une autre échelle et que les cartes d'origine ne sont pas disponibles), les méthodes présentées dans les deux sections suivantes peuvent être utiles.***

#### 4.10.4 Rapports entre l'échelle et la superficie

Nous avons recommandé de réduire les biais liés à des estimations de l'aire de répartition faites à des échelles différentes en normalisant les estimations par rapport à une échelle de référence adaptée aux seuils des critères. Dans les paragraphes qui suivent, nous décrivons les rapports échelle/superficie qui sont à la base de ces méthodes de normalisation et nous présentons la méthode avec des exemples. La méthode de normalisation dépend de la façon dont on calcule la zone d'occupation. Ici, nous allons supposer que la zone d'occupation a été estimée à l'aide de la méthode de la grille présentée ci-dessus.

La méthode de normalisation ou de correction que nous allons présenter est fondée sur les rapports entre l'échelle et la superficie de la zone. C'est-à-dire comment varie la zone d'occupation estimée lorsque l'échelle ou la résolution changent. Les estimations de la zone d'occupation peuvent être calculées à des échelles différentes en partant de sites cartographiés à la résolution spatiale la plus fine possible, et en doublant ensuite successivement les dimensions des mailles de la grille. Les rapports entre la superficie occupée et l'échelle à laquelle elle a été estimée peuvent être représentés sur un graphique appelé « courbe superficie - superficie » (voir par ex. [Figure 4.6](#)). Les pentes de ces courbes peuvent varier entre des limites théoriques, en fonction du degré de saturation de la grille. Une pente maximale = 1 est atteinte lorsqu'une seule maille de la grille à échelle fine est occupée dans le paysage (répartition entièrement non saturée). Une pente minimale = 0 est atteinte lorsque toutes les mailles de la grille à échelle fine sont occupées (répartition entièrement saturée).



**Figure 4.6.** Exemple de la dépendance vis-à-vis de l'échelle lors du calcul de la zone d'occupation. À une échelle fine (carte à droite) AOO = 10 x 1 = 10 unités<sup>2</sup>. À une échelle moins fine AOO = 3 x 16 = 48 unités<sup>2</sup>. L'AOO peut être calculée à différentes échelles en doublant successivement les dimensions de la grille à partir d'estimations à l'échelle la plus fine disponible (voir Tableau). Elles peuvent être affichées sur une courbe superficie - superficie (ci-dessus).

#### 4.10.5 Facteurs de correction de l'échelle

On peut normaliser les estimations de la zone d'occupation en appliquant un facteur de correction de l'échelle. Les rapports échelle – superficie (voir par ex. [Figure 4.6](#)) sont une indication importante pour la normalisation. Il n'est pas possible de fournir un seul facteur de correction qui serait applicable à tous les cas, parce que les rapports échelle-superficie des différents taxons varient. En outre, un facteur de correction adapté doit tenir compte d'une échelle de référence (une grille de 2 x 2 km par ex.) adaptée aux seuils de zone d'occupation du critère B2. L'exemple ci-dessous montre comment agrandir ou réduire respectivement, vis-à-vis de l'échelle de référence, l'échelle fine ou grossière des estimations d'AOO, afin d'obtenir une estimation pouvant être utilisée dans les seuils de zone d'occupation du critère B2.

##### Exemple : Agrandir l'échelle

Supposons qu'il existe des estimations de la zone d'occupation sur la base d'une grille de 1 x 1 km, comme indiqué dans la [Figure 4.6](#) (droite) et qu'il est nécessaire d'obtenir une estimation à l'échelle de référence représentée par une grille de 2 x 2 km. Du point de vue cartographique, il suffit alors de doubler les dimensions initiales de la grille, de compter le nombre de mailles occupées et d'appliquer l'équation 4.1. Lorsque l'échelle de référence n'est pas un multiple géométrique de l'échelle de l'estimation initiale, il faut calculer une courbe superficie – superficie, comme indiqué dans la [Figure 4.6](#), et interpoler une estimation de l'AOO à l'échelle de référence. On peut le faire mathématiquement en calculant un facteur de correction (C) à partir de la pente de la courbe superficie – superficie comme suit (dans toutes les équations ci-dessous, « log » veut dire logarithme de base 10) :

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

où  $AOO_1$  est la superficie estimée occupée à partir des grilles de la superficie  $Ag_1$ , une taille proche de l'échelle de référence mais inférieure à celle-ci ;  $AOO_2$  est la superficie estimée occupée à partir des grilles de la superficie  $Ag_2$ , une taille proche de l'échelle de référence mais supérieure à celle-ci. On peut alors calculer une estimation d' $AOO_R$  à l'échelle de référence,  $Ag_R$ , en réorganisant l'équation 2 comme suit :

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

Dans l'exemple de la [Figure 4.6](#), on peut employer les estimations de l'AOO à partir des grilles de 1 x 1 km et de 4 x 4 km pour vérifier l'estimation de l'AOO à l'échelle de référence de 2 x 2 km comme suit :

$C = \log(48/10) / \log(16/1) = 0,566$ , et en utilisant l'équation 4.3 avec cette valeur de C, l'estimation de l'AOO à l'échelle supérieure ( $AOO_2=48$ ), et les tailles de grille à l'échelle plus grande et à l'échelle de référence ( $Ag_R=4$  ;  $Ag_2=16$ ), l'estimation de l'AOO à l'échelle de référence se calcule comme suit :

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

Il convient de noter que cette estimation diffère légèrement de la vraie valeur obtenue en comptant les grilles et avec l'équation 1 ( $24 \text{ km}^2$ ), parce que la pente de la courbe superficie – superficie n'est pas exactement constante entre les échelles de mesure de 1 x 1 km et 4 x 4 km.

##### Exemple : Réduire l'échelle

Il est plus difficile de réduire l'échelle des estimations de l'AOO que de l'agrandir, parce qu'il n'y a pas d'informations quantitatives sur l'occupation de la grille à des échelles plus fines que

l'échelle de référence. Dans ce cas il faut extrapoler et non interpoler la courbe superficie – superficie. Kunin (1998) et He et Gaston (2000) proposent des méthodes mathématiques à cet effet. Une méthode simple consiste à appliquer l'équation 4.3 en employant une valeur approximative de C.

On peut obtenir une valeur approximative de C en le calculant à des échelles plus grossières, comme le propose Kunin (1998). Ainsi, pour estimer la zone d'occupation à 2 x 2 km lorsque la meilleure résolution disponible dans les données est celle de 4 x 4 km, nous pouvons calculer C à partir d'estimations à 4 x 4 km et 8 x 8 km comme suit :

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

Cependant, ceci suppose que la pente de la courbe superficie – superficie est constante, ce qui est improbable pour de nombreux taxons dans tout un éventail modéré d'échelles. Dans ce cas, la zone d'occupation à 2 x 2 km est surestimée parce que C a été sous-estimé.

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

Outre l'extrapolation mathématique, des informations qualitatives sur la capacité de dispersion, la spécificité des habitats et les caractéristiques du paysage peuvent aussi aider à estimer C. Le Tableau 4.1 donne quelques indications sur l'influence possible de ces facteurs sur les valeurs de C pour des échelles allant de grilles de 2 x 2 km à des grilles de 10 x 10 km.

**Tableau 4.1.** Caractéristiques des organismes et de leurs habitats ayant une incidence sur la pente du rapport échelle-superficie et donc sur le facteur de correction de l'échelle, C, pour des échelles spatiales correspondant à des mailles de grilles allant de 2 x 2 km à 10 x 10 km.

Caractéristiques biologiques	Influence sur C	
	faible (proche de 0)	importante (proche de 1)
Capacité de dispersion	Large	Localisée ou sessile
Spécificité des habitats	Large	Restreinte
Habitat disponible	Étendu	Limité

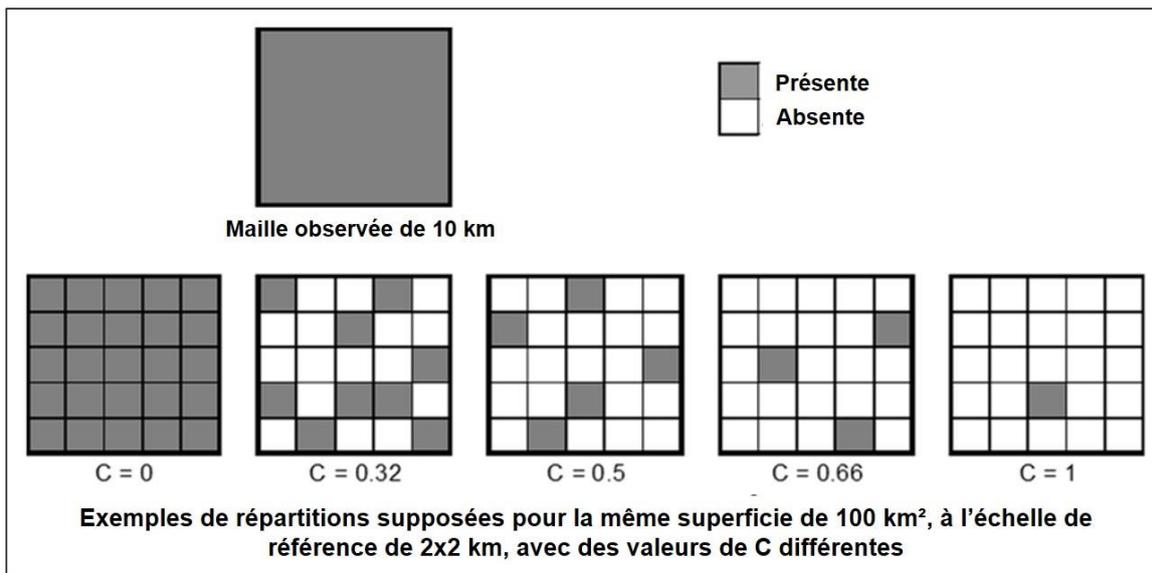
Ainsi, si l'organisme étudié est un animal ayant une aire de répartition étendue, ne nécessitant pas d'habitats spécialisés, dans un paysage vaste et relativement uniforme (par ex. une espèce de chameau dans le désert), sa répartition à une échelle fine serait relativement saturée et la valeur de C se rapprocherait de zéro. Par contre, des organismes sessiles ou ayant une aire de répartition étendue mais nécessitant des habitats spécialisés qui n'existent que par petites parcelles à l'intérieur du paysage (par ex. des oiseaux de mer migrateurs qui ne nichent que dans certains types de falaises dans certains types d'îles) auraient des répartitions très peu saturées représentées par des valeurs de C proches de un. Ainsi, des connaissances biologiques qualitatives sur les organismes concernés, aussi bien que les relations mathématiques tirées de données à échelle grossière, peuvent servir à estimer une valeur de C applicable à l'équation 4.3 pour estimer la zone d'occupation à l'échelle de référence. L'incertitude concernant la valeur de C peut être représentée en faisant appel à l'arithmétique des intervalles ou à l'arithmétique floue pour propager l'incertitude à l'évaluation, comme indiqué à la [section 3.2](#).

Enfin, il est important de noter que si, pour évaluer un taxon vis-à-vis des seuils du critère B, on utilise directement, sans les mettre à l'échelle, des estimations de l'AOO à des échelles supérieures à la valeur de référence, alors l'évaluation suppose que la répartition est complètement saturée à l'échelle de référence (c'est-à-dire, que C = 0). En d'autres termes, il est supposé que les grilles

occupées à échelle grossière n'englobent pas d'habitats inadéquats ou inoccupés qui auraient pu être détectés dans des grilles de la taille de référence (voir [Figure 4.7](#)).

#### 4.10.6 Habitat « linéaire »

On se demande parfois si les grilles ont vraiment un sens écologique pour les taxons vivant dans des habitats « linéaires » (cours d'eau, littoral...). Bien qu'il s'agisse d'une préoccupation légitime, pour pouvoir évaluer les taxons vis-à-vis du critère B il faut disposer d'un système de mesure cohérent avec les seuils, ce qui assure la comparabilité des classements. Si les estimations de la zone d'occupation étaient fondées sur des estimations de la longueur x la largeur de l'habitat, très peu de taxons pourraient franchir le seuil de la catégorie VU pour le critère B2, surtout lorsque les habitats concernés sont des cours d'eau ou des plages d'à peine quelques mètres de largeur. Il y a aussi d'autres problèmes : il faudrait définir ce qu'est un habitat « linéaire », et mesurer la longueur d'une ligne en dents de scie. Par conséquent, nous recommandons d'employer les méthodes décrites ci-dessus pour estimer la zone d'occupation des taxons dans tous les types d'habitats, y compris les taxons ayant des aires de répartition linéaires le long du littoral ou dans des cours d'eau.



**Figure 4.7.** Démonstration des conséquences de différentes valeurs supposées de C. La carte disponible est à une résolution de 10 x 10 km, c'est-à-dire qu'une présence constatée à cette échelle correspond à 25 mailles à l'échelle de référence de 2 x 2 km. En supposant que C = 0 (c.à.d. en utilisant directement comme AOO l'estimation non mise à l'échelle), on est en train de supposer que les 25 mailles sont toutes occupées. À l'autre extrême, une valeur de C = 1 suppose qu'une seule maille de 2 x 2 km est occupée.

#### 4.10.7 Zone d'occupation et zone d'occurrence fondées sur des cartes et des modèles d'habitat

La zone d'occupation et la zone d'occurrence peuvent être toutes les deux estimées à partir des « ... sites connus, déduits ou prévus de présence actuelle... » (UICN 2001). Dans ce cas, « connus » fait référence aux observations du taxon confirmant son existence actuelle ; « déduits » fait référence à l'utilisation des informations sur les caractéristiques des habitats, la capacité de dispersion, les taux et les effets de la destruction des habitats et d'autres facteurs pertinents, à partir des sites connus, afin d'en déduire une présence très probable sur d'autres sites ; et « prévus » fait référence aux sites présumés spatialement à partir de cartes ou de modèles d'habitat, sous réserve des trois conditions décrites ci-dessous.

Les cartes d'habitats montrent la répartition des habitats potentiels pour une espèce. Elles peuvent provenir de l'interprétation d'images de télédétection et/ou d'analyses de données relatives à l'environnement spatial à l'aide de simples combinaisons de couches de données SIG, comme la couverture des sols et l'altitude (Brooks *et al.* 2019), ou au moyen de modèles statistiques plus formels, relatifs aux habitats (par ex. modèles linéaires et additifs généralisés, arbres de décision, modèles bayésiens, arbres de régression, etc.). Ces modèles d'habitat sont aussi désignés sous le nom de modèles de niche écologique, modèles de répartition des espèces, modèles bioclimatiques et modèles d'adéquation des habitats. Les cartes d'habitats peuvent fournir une base pour estimer la zone d'occurrence et la zone d'occupation et, si elles sont disponibles pour plusieurs moments dans le temps, on peut estimer le taux de changement. On ne peut pas les utiliser directement pour estimer la zone d'occupation (AOO) ou la zone d'occurrence (EOO) d'un taxon parce qu'elles cartographient souvent une étendue supérieure à celle de l'habitat véritablement occupé (c.-à-d. elles indiquent des zones comportant des habitats potentiels qui ne sont pas toujours occupés actuellement). Elles peuvent toutefois servir à estimer indirectement la zone d'occupation ou la zone d'occurrence, sous réserve que les trois conditions ci-dessous soient réunies :

- i) Les cartes doivent être justifiées comme étant des représentations exactes des besoins du taxon en matière d'habitat et validées par un moyen indépendant des données utilisées pour les élaborer.
- ii) La zone cartographiée d'habitat *potentiel* doit être interprétée pour estimer la zone d'habitat *occupé*.
- iii) Pour l'AOO, la zone estimée d'habitat occupé tirée de la carte doit être mise à l'échelle en se basant sur l'échelle de référence (voir [section 4.10](#)). Pour l'EOO, les zones d'habitat occupé doivent être utilisées pour estimer la zone du polygone convexe minimum (voir [section 4.9](#)).

La qualité et l'exactitude des cartes d'habitats (condition i) sont très variables. Une carte ne représentera pas correctement l'habitat si des variables clés sont absentes du modèle qui la sous-tend. Ainsi, une carte surestimera l'habitat d'une espèce montagnarde vivant dans les forêts si elle considère toutes les étendues forestières comme un habitat adéquat, indépendamment de l'altitude. La résolution spatiale des données influe également sur l'exactitude de la représentation des habitats adéquats. Par exemple, des sites de nidification spécialisés pour les oiseaux, comme une configuration particulière de sous-bois ou d'arbres ayant des creux d'une taille spécifique, ne se prêtent pas à la cartographie ou à la modélisation à échelle grossière. En conséquence, toute application de cartes d'habitats à des évaluations de la Liste rouge doit être soumise à un examen des limites de la cartographie, afin de déterminer si les cartes surestiment ou sous-estiment la superficie d'habitat adéquat. Une évaluation critique de la condition (i) doit inclure des considérations à la fois biologiques et statistiques. Par exemple, la sélection des variables prédictives doit reposer sur la connaissance de la biologie de l'espèce et non découler simplement d'un ajustement statistique à partir d'une série de variables possibles et facilement disponibles. Statistiquement, des méthodes adaptées pour l'évaluation des modèles doivent être employées (par exemple, validation croisée). Voir la [section 12.1.12](#).

Même si les cartes d'habitats représentent correctement l'habitat potentiel, il se peut que seule une partie de cet habitat potentiel soit occupée (condition ii). À l'inverse, en fonction de l'effort de relevé effectué, la série d'occurrences « connues » est susceptible de sous-estimer la zone d'habitat occupé (voir [section 4.10.8](#)). Cette occupation partielle peut être due à des contraintes telles que les proies disponibles, l'impact des prédateurs, des concurrents ou des perturbations, les limites à la dispersion... Dans ces cas, la superficie d'habitat cartographiée peut être sensiblement supérieure à la zone d'occupation ou à la zone d'occurrence et devra donc être ajustée (en utilisant une estimation de la proportion d'habitat occupée) afin d'aboutir à une estimation valide. Pour ce faire, on peut

procéder à un échantillonnage aléatoire des mailles de la grille de l'habitat adéquat, ce qui nécessite des répétitions multiples avant d'obtenir une valeur moyenne stable de la zone d'occupation. Pour déterminer les portions d'habitat potentiel présumé devant être identifiées en tant que sites « prévus » susceptibles d'être utilisés pour estimer la zone d'occupation et la zone d'occurrence, les évaluateurs doivent rechercher les sites très probablement occupés en se basant sur les éléments suivants : valeurs d'adéquation d'habitat présumé ; caractéristiques écologiquement pertinentes de la localité ; capacité de dispersion du taxon ; obstacles potentiels à la dispersion ; caractéristiques physiologiques et comportementales du taxon ; proximité des observations confirmées ; intensité des relevés ; effet des espèces prédatrices, concurrentes ou pathogènes dans la réduction de la fraction occupée de l'habitat disponible ; et autres facteurs pertinents.

La résolution des cartes d'habitats dépend des couches de données ayant servi à leur élaboration (images satellite, modèles numériques de terrain, données climatiques...). Celles-ci seront souvent à des échelles plus fines que celles adaptées à l'estimation de la zone d'occupation (condition iii) et en conséquence il faudra agrandir l'échelle (voir [section 4.10.5](#)). En d'autres termes, la zone d'habitat potentiel (également appelée « étendue d'habitat adéquat » ou ESH selon l'acronyme anglais) mesurée à une échelle plus fine (à plus haute résolution) qu'une maille de grille de  $2 \times 2$  km, même après correction en termes d'occupation (en raison du fait qu'un taxon n'occupe pas la totalité de l'habitat adéquat identifié), ne peut pas être utilisée directement à des fins de comparaison par rapport aux seuils d'AOO et encore moins par rapport aux seuils d'EOO. Pour l'AOO, la zone doit être mesurée à l'échelle de référence (voir [section 4.10.5](#)), et pour l'EOO, la zone doit être utilisée pour calculer le polygone convexe minimum incluant toutes les zones d'habitat identifiées (voir [section 4.9](#)).

Lorsque la zone d'occupation est moins étendue que la zone d'habitat potentiel, même si la population décline à l'intérieur de l'habitat, l'habitat lui-même peut rester inchangé. En conséquence, cette méthode peut s'avérer à la fois inexacte et peu conforme au principe de précaution s'il s'agit d'estimer des réductions des effectifs.

En revanche, si l'on constate une réduction de l'habitat cartographié (et si la carte est une représentation correcte de l'habitat potentiel – condition i), il est probable que la population décline au moins au même taux que l'habitat. Il s'agit là d'une généralisation solide, car même la perte d'un habitat inoccupé est susceptible de réduire la viabilité d'une population. Par conséquent, si l'on ne dispose pas d'estimation de la zone d'occupation, la réduction constatée de l'habitat cartographié peut être utilisée pour invoquer un « déclin continu » au titre des critères B et C, et le taux de ce déclin peut servir de base au calcul d'une limite inférieure pour la réduction des effectifs dans le cadre du critère A.

#### *4.10.8 Effet de l'effort d'échantillonnage et de la détectabilité sur les estimations de l'AOO*

Les estimations de l'AOO peuvent être sensibles à l'effort d'échantillonnage, tout comme les estimations de l'EOO, le nombre de localités et le nombre de sous-populations. Inévitablement, un taxon peut ne pas avoir été détecté dans tous les lieux où il est présent, soit en raison de sa forme biologique cryptique ou d'étapes de son cycle de vie détectables pendant une courte durée, ou bien parce qu'il est difficile à identifier (ou peu d'experts compétents sont disponibles) ou encore parce qu'il est présent dans des régions inaccessibles ou peu étudiées. Pour les taxons facilement visibles et présents dans des zones bien échantillonnées, il peut être raisonnable de supposer que la plupart des occurrences ont été détectées et que l'AOO peut être estimée en calculant la zone couverte par des mailles de grille de  $2 \times 2$  km, dans laquelle se situent les observations enregistrées, en utilisant l'équation 4.1. Toutefois, pour les autres taxons dont le nombre d'occurrences enregistrées est susceptible d'être nettement inférieur à la réalité, cette hypothèse et le calcul qui en découle sous-estimeront l'AOO.

La sous-estimation de l'AOO affectera le résultat des évaluations de la Liste rouge au titre du critère B2, par exemple si l'AOO estimée est inférieure à, ou proche de, 2 000 km<sup>2</sup>, c'est-à-dire le seuil inférieur de la catégorie VU. Dans de tels cas, les évaluateurs risquent de ne pas être en mesure de justifier l'hypothèse selon laquelle l'AOO est estimée précisément en croisant simplement les enregistrements actuels avec une grille standard de 2 × 2 km, et une autre hypothèse devra être formulée pour permettre une estimation plus précise.

Les évaluateurs doivent se reporter à la [section 3.2](#) concernant le traitement de l'incertitude dans les estimations de l'AOO pour les taxons potentiellement menacés dont la répartition est insuffisamment échantillonnée. Pour être plausible, la limite inférieure de l'AOO ne doit pas être plus petite que celle basée sur le croisement des enregistrements actuels avec une grille de 2 × 2 km, mais elle peut être plus grande. Pour être plausible, la limite supérieure de l'AOO ne doit pas être plus grande que celle basée sur le croisement de l'habitat potentiel (étant donné qu'il est bien connu) avec une grille de 2 × 2 km, mais elle sera généralement plus petite car il est possible que le taxon n'occupe pas la totalité de son habitat adéquat. Des cartes et des modèles d'habitat peuvent éclairer les estimations plausibles de l'AOO, en suivant les indications de la [section 4.10.7](#).

Une étape importante de l'approche décrite à la [section 4.10.7](#) consiste à estimer la proportion de l'habitat potentiel occupée au moment de l'évaluation de la Liste rouge. Ceci doit s'appuyer sur des hypothèses explicites faisant référence aux informations relatives à l'effort de relevé effectué et à son niveau de réussite, et sur les facteurs écologiques comme la prédation, la concurrence, les maladies, etc. qui sont susceptibles de limiter l'occupation de l'habitat potentiel. Les évaluateurs devront décrire ces informations et expliquer la manière dont elles soutiennent leur estimation de la proportion de l'habitat potentiel occupée par le taxon.

Enfin, lorsque l'étendue des limites inférieures et supérieures plausibles de l'AOO couvre les catégories allant de Préoccupation mineure à En danger critique, les espèces doivent être classées dans la catégorie Données insuffisantes ([section 3.2](#)), sauf si d'autres critères s'appliquent.

#### *4.10.9 Complémentarité de l'AOO, de l'EOO et du nombre de localités*

Il convient de bien comprendre que l'AOO, l'EOO et le nombre de localités sont toutes des mesures spatiales portant sur différents aspects (se chevauchant parfois) de la dispersion du risque ou de l'assurance contre les menaces spatialement explicites. Par conséquent, ces trois mesures doivent être estimées et évaluées par rapport aux critères, dans la mesure où les données disponibles le permettent. Comme indiqué à la [section 4.9](#), pour comprendre la relation existant entre ces mesures spatiales, il peut être utile de réfléchir aux espèces présentant des valeurs similaires pour l'une de ces mesures et des valeurs différentes pour l'autre. Supposons le cas de deux espèces au cycle biologique similaire et ayant la même EOO mais des valeurs différentes pour l'AOO, parce que l'une d'entre elles est plus spécialisée quant à son habitat. Par exemple, deux espèces peuvent être présentes dans le même désert (donc l'EOO est la même), mais l'une d'entre elles y est répartie sur l'ensemble (AOO étendue), tandis que l'autre est limitée aux oasis (AOO restreinte). Cette dernière peut être soumise à un risque d'extinction plus élevé, car les menaces sur son habitat restreint (par ex. dégradation des oasis) risquent davantage de réduire plus rapidement cet habitat à une étendue inapte à héberger une population viable. L'espèce ayant l'AOO la plus restreinte aura aussi probablement des effectifs plus réduits que celle ayant une AOO plus étendue, et de ce fait son risque d'extinction sera donc probablement plus élevé.

#### 4.11 Localité (critères B et D)

« Le terme *localité* définit une zone particulière du point de vue écologique et géographique dans laquelle un seul phénomène menaçant peut affecter rapidement tous les individus du taxon présent. L'étendue de la localité dépend de la superficie couverte par le phénomène menaçant et peut inclure une partie d'une sous-population au moins. Lorsqu'un taxon est affecté par un phénomène menaçant au moins, la localité doit être définie en tenant compte de la menace plausible la plus grave. » (UICN 2001, 2012b)

La justification du nombre de localités employé dans les évaluations de la Liste rouge doit prendre en compte toutes les zones, qu'elles soient confrontées à une menace ou non (voir ci-après), et, pour les zones menacées, elle doit inclure des références aux menaces plausibles les plus graves. Par exemple, si la menace plausible la plus grave est la destruction de l'habitat à cause de projets de développement, une localité est une zone où un seul projet de ce type peut rapidement (p. ex., en une génération ou en trois ans, selon la période la plus longue) éliminer ou fortement réduire la population. Lorsque la menace plausible la plus grave est la destruction de l'habitat qui se produit de manière progressive et cumulée en raison de nombreux événements à petite échelle, comme le défrichement de petites zones pour de petites exploitations pastorales, une localité peut être définie selon la zone sur laquelle la population sera éliminée ou fortement réduite en une seule génération ou en trois ans, selon la période la plus longue. Si la menace plausible la plus grave est celle d'éruption volcaniques, cyclones, tsunamis, inondations ou incendies fréquents, les localités peuvent être définies au moyen de l'étendue passée ou prévue des coulées de lave, trajets de tempête, inondations, trajets des incendies, etc. Si la menace plausible la plus grave est l'exploitation ou le prélèvement, les localités doivent être définies sur la base des territoires (où les mêmes réglementations sont applicables) ou sur l'accessibilité (par ex. la facilité d'accès aux zones de prélèvement), ainsi que sur les éléments qui déterminent la variation du niveau d'exploitation (par ex. si l'intensité du prélèvement dans deux zones distinctes change en réponse aux mêmes tendances pour ce qui concerne la demande du marché, ces zones peuvent être dénombrées comme une seule localité).

Si deux sous-populations ou plus se trouvent dans une zone susceptible d'être menacée par de tels événements, elles doivent être dénombrées comme une seule localité. À l'inverse, si une seule sous-population couvre une zone plus étendue que celle susceptible d'être touchée par un seul événement, elle doit être dénombrée comme plus d'une localité.

Si les menaces plausibles les plus graves n'affectent pas l'ensemble de l'aire de répartition du taxon, d'autres menaces peuvent être utilisées pour définir et dénombrer les localités dans les zones non affectées par la menace plausible la plus grave.

S'il y a deux ou plusieurs menaces plausibles les plus graves, le nombre de localités doit être fondé sur la menace qui donne le nombre le plus faible de localités.

Lorsque des parties de l'aire de répartition ne sont touchées par aucune menace, on appliquera les options suivantes selon les circonstances : (a) on n'utilise pas le nombre de localités (c.à.d., les sous-critères portant sur le nombre de localités ne sont pas remplis), surtout si la zone non affectée représente plus de la moitié de l'aire de répartition du taxon ; (b) le nombre de localités dans les zones non affectées est fixé au nombre de sous-populations présentes dans ces zones, notamment s'il y a plusieurs sous-populations ; (c) le nombre de localités est fondé sur la plus petite taille des localités dans les zones actuellement affectées ; (d) le nombre de localités est fondé sur la menace

la plus probable susceptible de toucher à l'avenir les zones non affectées actuellement. Dans tous les cas, il convient de documenter la base sur laquelle a été fondé le calcul du nombre de localités.

En l'absence de toute menace plausible pour le taxon, il n'est pas possible d'employer le terme « localité » et les sous-critères portant sur le nombre de localités ne seront pas remplis.

#### **4.12 Analyse quantitative (critère E)**

« Une analyse quantitative est définie ici comme toute technique d'analyse qui évalue la probabilité d'extinction d'un taxon en se basant sur les caractéristiques de son cycle biologique, les exigences d'habitats, les menaces et les options de gestion spécifiées. L'Analyse de viabilité de la population (AVP) est l'une de ces techniques. Les analyses quantitatives devraient prendre en compte toutes les données pertinentes disponibles. Dans une situation où l'on rencontre peu d'informations, les données disponibles peuvent être utilisées pour donner une estimation du risque d'extinction (par ex., l'estimation de l'impact des événements stochastiques sur l'habitat). En présentant les résultats des analyses quantitatives, il est nécessaire de documenter les suppositions (qui doivent être appropriées et soutenables), les données utilisées et l'incertitude sur les données ou le modèle quantitatif. » (UICN 2001, 2012b)

Les analyses quantitatives servent à évaluer les taxons dans le cadre du critère E. Les lignes directrices pour l'application du critère E sont présentées à la [section 9](#). Il est important de noter que les seuils fondés sur le risque applicables au critère E ne doivent pas être utilisés pour déduire un risque d'extinction pour un taxon classé comme VU, EN et CR au titre de n'importe lequel des autres critères, de A à D.

### **5. Lignes directrices pour l'application du critère A**

Le critère A est conçu afin d'identifier les taxons ayant subi un déclin significatif dans un passé récent ou devant subir un déclin significatif dans un avenir proche selon les prévisions. Les méthodes permettant de calculer les réductions sont expliquées à la [section 4.5](#).

La raison d'être du critère A est que, toutes choses étant égales par ailleurs, la probabilité d'extinction est supérieure lorsque le taux de déclin est élevé (Mace *et al.*, 2008). Manifestement, le mécanisme est tel que si les déclins ne sont pas enrayerés, la population s'éteindra quels que soient les effectifs actuels. Même si une population ne décline pas actuellement, les précédents déclins indiquent un risque d'extinction. L'une des raisons expliquant cela est que si une population a réagi à une menace en enregistrant un déclin important, un déclin similaire peut se produire à l'avenir en réaction à une menace similaire. Les futurs déclins ne seront pas forcément immédiats (le critère A n'exige pas un déclin continu). Une autre raison est que lorsque les densités diminuent pour atteindre des niveaux bien inférieurs aux densités qui permettraient à l'espèce d'exister ou d'évoluer, cette dernière peut être vulnérable à de nouvelles menaces ou à d'autres modifications au sein de son environnement, même si la population ne décline pas actuellement (voir exemples à la [section 5.5](#)).

Le critère A se base uniquement sur la réduction des effectifs. La raison pour laquelle les critères de l'UICN (sauf le critère E) considèrent les symptômes de la mise en danger (déclin, petite population, répartition restreinte, fragmentation, etc.) individuellement, ou en associant seulement quelques-uns de ces symptômes au lieu de les prendre en compte collectivement, réside dans le fait que dans la grande majorité des cas, il n'existe pas de données fiables sur tous ces symptômes pour la même espèce. Par exemple, même si les taux de déclin peuvent être estimés à partir d'un

indice d'abondance (par exemple, la CPUE) et sont relativement courants, les estimations non biaisées concernant les effectifs sont rares, en particulier pour les espèces abondantes. Une autre raison pour laquelle le critère A ne s'intéresse qu'à la réduction est le fait que, lorsqu'une population décline à un taux important, le risque d'extinction est plus sensible au taux de déclin qu'aux effectifs (Lande *et al.* 2003). Enfin, il existe de nombreux exemples d'espèces abondantes qui se sont ensuite éteintes, quasiment ou complètement. Ces espèces auraient pu être identifiées comme étant menacées uniquement par un critère reposant seulement sur les déclin (Stanton 2014). Ainsi, d'un point de vue pratique et théorique, il est nécessaire de disposer d'un critère reposant uniquement sur le taux de déclin, en plus d'un critère (le critère C) basé à la fois sur les effectifs et le taux de déclin.

Le critère est divisé en sous-critères : A1, A2, A3 et A4.

- Le Critère A1 porte sur des réductions depuis 10 ans ou trois générations, selon la plus longue des deux périodes, et s'applique aux taxons pour lesquels les causes de la réduction sont clairement réversibles ET sont connues ET ont cessé (voir commentaires ci-dessous), sur la base des éléments (a) à (e) énoncés ci-dessous (à préciser).
- Le Critère A2 porte aussi sur des réductions depuis 10 ans ou trois générations, selon la plus longue des deux périodes, mais il s'applique aux taxons pour lesquels la réduction ou ses causes n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas connues OU ne sont peut-être pas réversibles, sur la base des éléments (a) à (e) énoncés au titre d'A1 (à préciser).
- Le critère A3 porte sur les réductions d'effectifs prévues ou supposées dans les 10 années ou trois générations à venir (selon la période la plus longue mais au maximum 100 ans), en se basant sur l'un des éléments b) à e) mentionnés au titre du critère A1 (à préciser).
- Le Critère A4 porte sur les réductions constatées, estimées, déduites, prévues ou supposées pendant n'importe quelle période de 10 ans ou trois générations (maximum de 100 ans à l'avenir), la période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir, lorsque la réduction ou ses causes n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles, en se fondant sur l'un des éléments (a) à (e) mentionnés sous A1 (à préciser).

Au titre du critère A, un seuil quantitatif spécifique indiquant la réduction de la population doit être atteint pour pouvoir relever de l'une des catégories de menace. Pour le critère A1, ces seuils sont de 90 % (CR), 70 % (EN) et 50 % (VU). Pour les critères A2, A3 et A4, ils sont de 80 % (CR), 50 % (EN) et 30 % (VU). Cette différence dans les taux est due au fait que les taxons pour lesquels les causes de la réduction sont clairement réversibles ET sont connues ET ont cessé sont moins menacés d'extinction que ceux pour lesquels les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas connues OU ne sont peut-être pas réversibles. Pour employer A1, trois conditions doivent être réunies : (1) La réduction doit être réversible. Par exemple, les effectifs ne doivent pas être faibles au point que des effets d'Allee ou autres facteurs similaires puissent rendre le rétablissement impossible ou improbable. C'est l'état dégradé qui doit être réversible, non la cause de la dégradation. En effet, une perte d'habitat peut être irréversible même si l'action qui a été à l'origine de la perte a cessé. À l'inverse, la réduction des effectifs d'une espèce dépendante des forêts peut être considérée comme réversible si des modifications de la gestion forestière conduisent à son rétablissement. (2) Les causes de la réduction (les facteurs menaçants) doivent être identifiées et la façon dont elles agissent doit être connue. Ainsi, il ne suffit pas d'énumérer simplement les facteurs de menace ; il faut également connaître l'échelle et le mécanisme de leur action (par ex. l'importance et la répartition spatiale de la surpêche, ou les relations entre la pollution et la réduction des effectifs). (3) Les causes de la réduction doivent avoir cessé (par ex. arrêt de la surpêche). Par exemple, pour le critère A, les taxons concernés peuvent être des espèces de poissons ayant subi un déclin dû à l'exploitation mais pour lesquels

la cause de la réduction (dans ce cas, la surpêche) a cessé. Ce critère peut être également applicable à des situations où les populations sont toujours exploitées, mais à des niveaux inférieurs qui n'entraînent pas une réduction accrue des effectifs. Si l'une des ces conditions (réversible, connue, ayant cessé) n'est pas remplie pour une partie significative de la population du taxon (10 % ou plus), il faudra appliquer A2 au lieu d'A1.

## 5.1 La base des réductions

Pour classer un taxon au titre du critère A il est nécessaire d'indiquer si la réduction est fondée sur : (a) l'observation directe (A1, A2 et A4 uniquement) ; (b) un indice d'abondance adapté au taxon ; (c) un déclin dans la zone d'occupation, la zone d'occurrence et/ou la qualité de l'habitat ; (d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels ; et/ou (e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou de parasites.

La différence entre l'observation directe (a) et l'indice d'abondance (b), ainsi que l'intérêt qu'il y a à les distinguer, sont liés aux hypothèses qui doivent se vérifier afin d'établir des estimations correctes de la taille de la population. L'« observation directe » ne nécessite que des hypothèses statistiques (par ex. un échantillonnage aléatoire), tandis que les indices d'abondance nécessitent des hypothèses liées à la biologie de l'espèce. Ainsi, pour une espèce de tortue marine, l'utilisation de l'indice « femelles nidifiantes » pour examiner les variations de la population suppose que la proportion d'individus matures se reproduisant chaque année ainsi que le nombre de visites aux sites de reproduction par femelle et par an restent raisonnablement constants (ou tout au moins varient de façon aléatoire) d'une année sur l'autre. Si ces hypothèses se vérifient, le nombre de « femelles nidifiantes » est un indice adapté du nombre d'individus matures.

L'observation directe (a) est la mesure la plus pertinente et, toutes choses étant égales par ailleurs, il convient de lui donner la préférence. Cependant, d'autres mesures peuvent être utilisées si elles permettent des estimations plus fiables ou plus cohérentes des effectifs dans le temps (c.à.d. couvrant plus complètement la période de trois générations). Ainsi, pour des espèces difficiles à détecter, les recensements directs peuvent comporter d'importantes erreurs d'échantillonnages et être biaisés (c.à.d. on peut surestimer ou sous-estimer systématiquement la variation des effectifs). Un indice fondé sur des traces plus détectables (empreintes, excréments...) ou sur des ressources dont le taxon dépend peuvent fournir des estimations plus fiables de la réduction de la population. De la même façon, pour une espèce recensée très rarement, ou répondant à retardement à une perte de son habitat, la modification de l'habitat peut s'avérer une mesure plus exhaustive de la réduction que l'observation directe (voir [section 5.8](#) sur les rapports entre les modifications des habitats et la variation de la population).

Toutes les bases applicables pour la réduction doivent être précisées. Même si le calcul de la réduction est fondé sur les meilleures données disponibles, découlant par exemple de l'observation directe, si d'autres éléments (par ex. un déclin de la zone d'occupation) sont également constatés, estimés, déduits ou supposés, il faut les préciser aussi.

Dans les critères de l'UICN, les termes « constaté », « estimé », « prévu », « déduit » et « supposé » sont employés pour détailler la nature des preuves (incluant les aspects liés à la qualité des données) utilisées selon des critères spécifiques. Il est important de souligner que, quelle que soit la source des données, les différents types de données ne peuvent pas tous être associés pour servir de base à l'application du critère A ([Tableau 5.1](#)). Les exemples ci-dessous présentent en

détail les types de données susceptibles d'être utilisés afin de calculer la réduction des effectifs pour le critère A.

**Tableau 5.1.** Lien entre le type de preuves (qualifiant les données) et la base de la réduction pour le critère A.

	Base de la réduction pour le critère A :				
	a	b	c	d	e
<b>Nature des preuves (voir section 3.1 pour plus de précisions)</b>	l'observation directe	un indice d'abondance adapté au taxon (ex. CPUE)	l'AOO, l'EEO, la qualité de l'habitat	les niveaux d'exploitation réels ou potentiels (ex. prises, indiv. tués sur la route)	taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes, de parasites
constatées (toutes comptabilisées – recensements)	A1, A2, A4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
estimées (hypothèses statistiques)	A1, A2, A4	A1, A2, A4	n.a.	n.a.	n.a.
prévues (extrapolations pour l'avenir)	A4	A3, A4	n.a.	n.a.	n.a.
déduites (estimations à partir de preuves indirectes sur des variables du même type)	n.a.	A1, A2, A3, A4	n.a.	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4
supposées (estimations à partir de preuves indirectes sur des variables de type différent)	n.a.	n.a.	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4	A1, A2, A3, A4

n.a. : non applicable

Une réduction des effectifs peut être *constatée* si les données utilisées pour déduire le déclin proviennent d'un recensement lors duquel un comptage direct de tous les individus connus d'une population est effectué. Ceci peut être utilisé pour les critères A1 ou A2. Pour le critère A4, lorsque la période visée par l'évaluation des réductions couvre le passé et le présent, seule la portion de la réduction située dans le passé peut être *constatée*. La portion de la tendance de la population à l'avenir doit correspondre à un autre type de preuves (par exemple, *prévues*).

Une réduction des effectifs peut être *estimée* à partir de données de recensement (voir plus haut) ou d'un indice d'abondance (par exemple, CPUE, densité, nombre de femelles nicheuses ; abondance basée sur les données de marquage-recapture). Les indices d'abondance reposent sur des hypothèses statistiques (par exemple, sur la manière dont le plan d'échantillonnage mis en place se rapporte au nombre d'individus matures) et/ou sur des hypothèses liées à la biologie des espèces, c.-à-d. sur la manière dont l'indice se rapporte à la variable estimée pour calculer une réduction des effectifs (individus matures).

Une réduction des effectifs peut être *prévue* si elle est extrapolée à partir de données de recensement ou d'un indice d'abondance, soit allant du présent vers le futur (critère A3) soit allant du passé ou du présent vers le futur (critère A4). Par exemple, un déclin peut être estimé pour une population sur deux générations, et prévu pour une autre génération à l'avenir (critère A4).

Une réduction des effectifs peut être *déduite* si elle est calculée à partir de preuves indirectes constituées de variables du même type général. Par exemple, une réduction des effectifs en termes de nombre d'individus matures, calculée à partir du déclin des prises (pêche), des données de chasse, ou des individus tués sur la route (critère A2d), pourrait correspondre à la catégorie *déduite*. La déduction peut aussi impliquer l'extrapolation d'une réduction constatée ou estimée issue d'une sous-population connue, afin de calculer une réduction déduite pour une autre sous-population de la même espèce. Par exemple, il pourrait être déduit qu'un déclin constaté pour des effectifs issus d'un fragment de forêt est le même que pour une sous-population issue d'un fragment de taille similaire, non recensée mais perçue comme subissant les mêmes menaces. Une autre déduction peut être faite à partir du déclin de la zone d'occurrence (EOO) ou à partir d'une réduction de la superficie ou de la qualité d'un habitat. Dans ce cas, il est possible que le nombre d'individus matures chez une espèce spécialisée quant à son habitat soit plus étroitement lié à la réduction de la superficie de l'habitat que chez une espèce non spécialisée.

Une réduction des effectifs peut être *supposée* si, à partir d'éléments circonstanciels, la corrélation peut être fondée sur un facteur relatif à l'abondance ou à la distribution de la population. La pertinence du facteur en tant qu'indicateur du nombre d'individus matures doit être raisonnablement démontrée. Les observations liées à des connaissances écologiques traditionnelles ou à des données anecdotiques peuvent, par exemple, être utilisées pour calculer une réduction supposée sur une période donnée, si une population dont la présence était courante dans le passé est aujourd'hui rarement observée.

## 5.2 L'utilisation de durées maximales pour le critère A

La durée générationnelle utilisée pour le critère A est un moyen pour mettre la durée temporelle de mesure des réductions à l'échelle du cycle biologique du taxon. En effet, des taxons à vie courte et à reproduction rapide doivent subir des taux annuels de mortalité plus élevés que des taxons à vie longue et à reproduction plus lente pour atteindre le même seuil quantitatif (par ex. une réduction de 80 %) sur une période donnée (par ex. 10 ans). En d'autres termes, des taxons à longue vie n'atteignent pas toujours les seuils quantitatifs de déclin sur une période donnée, et pourtant ils peuvent se trouver confrontés à de longues années de déclin de la population par insuffisance de recrutement. La durée de trois générations sert à mettre le seuil du taux de déclin à l'échelle du cycle biologique de l'espèce, permettant ainsi d'appliquer le critère A à une plus grande variété de taxons. La durée minimale de 10 ans a été établie parce que, même si certains taxons ont des durées trigénérationnelles de moins de dix ans, dix ans représentent la durée la plus courte applicable à la planification et aux actions de conservation. Il y a aussi une durée temporelle maximale pour les évaluations fondées sur des prévisions d'avenir, car il a été considéré qu'un avenir distant ne peut pas être prévu avec un degré de certitude suffisant pour justifier son utilisation comme un élément d'évaluation de la menace pesant sur le taxon. Il n'est pas appliqué de durée temporelle maximale aux évaluations fondées sur des réductions passées, car il a été considéré que pour des taxons à longue vie, il est important d'utiliser des données relatives à trois générations, si on en dispose.

## 5.3 Comment appliquer le critère A4

Pour déterminer si un taxon peut être classé au titre du critère A4, il faut calculer une réduction sur une « fenêtre mobile » de temps. Il n'est pas possible de déterminer si A4 est applicable uniquement sur la base de la tendance qualitative du déclin, ni en calculant uniquement des réductions passées ou futures.

Pour calculer une réduction sur une « fenêtre mobile », il faut tout d'abord créer une série temporelle (« fenêtre ») d'effectifs de la population dans le passé et de prévisions de ces effectifs dans l'avenir. Ensuite, on calculera la réduction sur trois générations pour toutes les séries temporelles comportant au moins un an dans le passé et un an à l'avenir. La durée de toutes ces « fenêtres » temporelles doit être de trois générations ou dix ans (en prenant la plus longue des deux périodes) mais ne peut pas s'étendre au-delà de 100 ans dans l'avenir. Enfin, il faut trouver la réduction maximale parmi ces réductions : c'est le chiffre à employer pour le critère A4. Le classement d'un taxon au titre du critère A4 dépend bien évidemment du fait de savoir s'il remplit ou non un autre critère.

Dans les cas où les données fiables du passé ne remontent pas plus loin que trois générations, et/ou les prévisions fiables pour l'avenir ne dépassent pas une durée de trois générations futures, la fenêtre de trois générations à utiliser pour le critère A4 peut être définie comme la durée temporelle pour laquelle on dispose de données et de prévisions fiables.

En règle générale, si un taxon est classé au titre des critères A2 et A3, il sera également classé au titre du critère A4. Cependant, ce n'est pas toujours le cas ; la catégorie de menace définie au moyen de la « fenêtre mobile » peut être supérieure à celle calculée sur la base des déclinés passés et futurs. En conséquence, il convient d'évaluer toujours les espèces vis-à-vis du critère A4 ainsi que vis-à-vis des critères A2 et A3. Pour visualiser un exemple simple de l'utilisation des critères A2, A3 et A4, voir l'onglet « A1-A4 » du fichier **CriterionA\_Workbook\_fr.xls** mentionné à la [section 4.5](#).

#### **5.4 Réduction suivie d'une stabilisation ou hausse à court terme : l'effet « tremplin de saut à ski »**

Certains taxons répandus et à longue durée de vie montrent des déclinés très importants sur le long terme ainsi que des accroissements récents des effectifs ; les populations sont bien au-dessus des seuils critiques en matière d'effectifs et de répartition (critères B à D). Ce phénomène, appelé l'effet « saut à ski », touche tout taxon ayant une longue durée de vie qui a subi un déclin par le passé et est devenu maintenant stable ou en hausse. On se demande souvent lequel des deux phénomènes doit primer aux fins de l'évaluation de la catégorie de menace pour ces espèces : le déclin historique sur le long terme ou la hausse plus récente des effectifs ? Or, la question est trompeuse : les critères de l'UICN n'établissent ni ne permettent un ordre de priorité entre eux ; aucun d'entre eux n'est plus important que les autres. L'interprétation correcte consiste à évaluer le taxon sur la base de tous les critères. Le critère A tient compte du fait que les tendances à long terme peuvent indiquer une cause sous-jacente tandis que les tendances récentes peuvent être temporaires.

Lorsque l'on applique le critère A à des taxons correspondant à ces caractéristiques, il faut tenir compte de plusieurs éléments : (1) Si les causes de la réduction sont clairement réversibles ET connues ET elles ont cessé, les seuils plus élevés du critère A1 s'appliquent (90 % pour CR, 70 % pour EN et 50 % pour VU), ce qui peut conduire à un déclassement du taxon vers une catégorie inférieure, compte tenu du fait que les effectifs sont à l'heure actuelle stables ou en hausse ; (2) Si elle est correctement incorporée dans l'évaluation, l'incertitude dans les données (en particulier des données historiques sur le long terme) peut avoir une incidence sur les résultats du classement (voir [section 3.2](#)) ; (3) Si un programme de conservation ou de gestion continue est en place et profite au statut d'un taxon et que celui-ci relèverait de l'une des catégories du groupe « Menacé » dans un délai de cinq ans en cas d'arrêt d'un tel programme, alors le taxon pourrait remplir les critères de la catégorie NT (voir [section 10.1](#)), à moins qu'il ne relève d'une catégorie du groupe

« Menacé » au titre de n'importe quel critère. Cette dépendance à l'égard des mesures de gestion ou de conservation pourrait s'illustrer, par exemple, dans le cas où une population s'est gravement appauvrie et qu'un programme de gestion empêche tout futur déclin de la population ou permet de la reconstituer. S'il est prévu, déduit ou supposé que l'arrêt du programme entraînerait une réduction des effectifs, de telle manière que le taxon relèverait d'une catégorie du groupe « Menacé » au titre des critères A3 ou A4 dans un délai de 10 ans, alors ce taxon peut être considéré comme « dépendant de la conservation » dans le cadre de la catégorie NT, avec une description du programme de gestion en place. (4) S'il est prévu, déduit ou supposé que les populations déclineront pour atteindre les seuils du critère A, le taxon pourra être inscrit au titre des critères A3 ou A4.

## **5.5 Réduction historique suivie d'une stabilisation à long terme : populations gravement appauvries**

Certains taxons, notamment marins, persistent même réduits à des pourcentages très faibles de leur capacité de charge ou de leur équilibre hors exploitation. La taille actuelle d'une population par rapport à ses niveaux historiques peut être calculée en estimant la réduction entre la première année pour laquelle des données sont disponibles et l'année courante (voir la [section 4.5](#) concernant les méthodes d'estimation des réductions). Ce type d'estimations, ou d'autres informations, peuvent indiquer qu'une population s'est gravement appauvrie par rapport à sa capacité de charge ou à son équilibre hors exploitation. Dans certains cas, les taxons peuvent s'être gravement appauvris, sans toutefois afficher un déclin détectable ; ainsi, ils peuvent ne pas remplir les conditions au titre des critères A1 ou A2 car leur déclin s'est produit il y a plus de trois générations, et ils peuvent être trop largement répandus et abondants pour satisfaire tout autre critère, suggérant qu'ils ne présentent pas un risque d'extinction élevé actuellement. Or, leur situation risque d'être encore plus inquiétante, parce qu'ils sont plus vulnérables à des catastrophes imprévues et que les taxons marins peuvent être des prises accessoires de l'exploitation d'autres espèces. Ces taxons ne sont pas classés actuellement comme menacés au titre des critères A1 et A2, mais ils remplissent parfois les critères A3, A4, B, C, D ou E.

Les taxons se trouvant dans cette situation peuvent être évalués selon les critères A3 ou A4 sur la base du déclin prévu ou supposé de la population à l'avenir, à condition qu'il y ait des preuves suffisantes des menaces pesant sur le taxon ou de son taux de déclin probable pour justifier ce classement. Ces preuves peuvent aller des facteurs biologiques ou écologiques (par exemple, seuils de l'effet dépensatoire ou de la proportion sexuelle, en particulier chez les espèces adaptées à une forte densité de population), aux facteurs de détection et de menaces (par exemple, valeur économique en hausse lorsque la rareté augmente, innovation technologique, ou suppression soudaine des mesures de gestion). Les évaluations par rapport aux critères A3 ou A4 doivent être effectuées lorsque le statut de l'espèce dépend de mesures de conservation ou de gestion pour lesquelles une baisse d'efficacité est prévue, supposée ou déduite à l'échelle de trois générations. Des exemples spécifiques pour les taxons marins sont notamment : le lambi/strombe géant (*Strombus gigas*) ou l'orveau (*Haliotis* spp.), qui exigent une densité minimum pour se reproduire (par ex., Hobday *et al.* 2001, Stoner *et al.* 2012) ; la badèche baillou (*Mycteroperca microlepis*), qui peut avoir un nombre de spermatozoïdes limité en cas de proportion sexuelle biaisée en faveur des femelles (Coleman *et al.*, 1996) ; le mérrou de Nassau (*Epinephelus striatus*), qui a connu un effondrement soudain en raison d'une hyperstabilité ou d'un possible effet dépensatoire (Sadovy et Domeier 2005) ; le totoaba (*Totoaba macdonaldi*), qui a subi une exploitation intense après une hausse soudaine de la valeur de la vessie natatoire (Sadovy et Cheung 2003) ; et le mérrou de Nassau aux Bahamas, qui a connu une suppression temporaire des mesures de protection en raison d'un ralentissement économique (Lam 2009).

On peut aussi employer la catégorie Quasi menacé si un taxon est quasiment Vulnérable selon les critères A3 ou A4. Il ne faut pas oublier, cependant, que les critères de la Liste rouge sont conçus afin d'identifier des taxons présentant des symptômes qui indiquent qu'ils sont en danger, et pas uniquement un fort appauvrissement ou une priorité en matière de conservation. L'évaluation de ces taxons est aussi liée aux questions d'échelle abordées lors de la définition de la zone d'occupation ([section 4.10](#)), ce qui a une incidence sur l'application du critère B. Si l'on emploie un facteur de mise à l'échelle spécifique au taxon, des taxons marins gravement appauvris peuvent être classés comme menacés selon le critère B.

## 5.6 Pêche

### 5.6.1 *Gestion de la pêche et risque d'extinction*

Les taxons exploités par la pêche peuvent montrer un déclin des effectifs dû à des mesures délibérées de gestion. Selon les critères de la Liste rouge, ces taxons devraient être classés comme menacés au titre du critère A (réduction des effectifs). Or, il a été signalé que ce genre de classement ne reflète pas toujours un risque d'extinction, notamment si le déclin est dû à un plan de gestion visant à obtenir, par exemple, un rendement durable maximal pour une pêcherie.

Il est important de noter que le critère A mesure les déclins sur les trois dernières générations, et non à partir des stocks originaux inexploités. Ainsi, un stock bien géré devait déclencher les seuils du critère A de l'UICN uniquement pendant les trois premières générations à compter du commencement de l'exploitation. En effet, une espèce pêchée durablement pour atteindre, par exemple, un rendement maximal durable (dont le niveau correspondrait par exemple à une biomasse d'environ 90 % de la biomasse d'origine pour un requin, ou environ 30 % pour un thon hautement productif) devrait avoir un taux de déclin actuel équivalant à zéro. En outre, les pêcheries gérées de façon durable seraient évaluées par rapport aux seuils supérieurs du critère A1 (50 % sur trois générations pour la catégorie VU), rendant moins probable le classement du taxon comme menacé.

Il ne doit pas y avoir un grand nombre de stocks de poissons pour lesquels une réduction des effectifs de 50 % s'est produite au cours des trois dernières générations en raison du lancement d'une exploitation réglementée. En effet, peu de stocks étaient proches du statut « inexploité » il y a trois générations. Au lieu de cela, la plupart des grandes pêcheries ont démarré leurs activités d'exploitation il y a plus de trois générations (Sethi *et al.* 2010). Même concernant ces quelques stocks, une réduction de 50 % ne devrait durer que quelques années (voire pendant une génération), jusqu'à ce que la population se rapproche du niveau visé et jusqu'à ce que le taux de déclin diminue. Si le déclin continuait, en revanche, il y aurait des raisons de s'inquiéter ; dans ce cas, une nouvelle évaluation sur la base des cinq critères peut indiquer que le taxon reste menacé.

### 5.6.2 *Aspects techniques concernant l'utilisation du critère A pour la pêche*

Les réductions en pourcentage du nombre d'individus matures peuvent être estimées de plusieurs façons, notamment à l'aide d'« un indice d'abondance adapté au taxon ». Pour les poissons exploités, on peut employer la « capture par unité d'effort » (CPUE). Cet outil doit être utilisé avec précaution, car des modifications de la CPUE risquent de sous-estimer les réductions d'effectifs. Ce peut être le cas notamment si la population, même à effectifs réduits, est rassemblée de telle façon que les captures restent élevées avec le même degré d'effort, malgré la réduction des effectifs. Cela peut également arriver si des améliorations de l'efficacité de la pêche ne sont

pas dûment prises en considération. Par conséquent, il est préférable d'évaluer les taxons de poissons exploités en utilisant les résultats de méthodes de recensement indépendantes de la pêche.

Les évaluations des taxons au titre du critère A1 doivent justifier le fait que la menace (par ex. la surexploitation) a cessé et que le taxon est géré durablement. Ceci peut reposer sur le rapport entre le niveau moyen de mortalité par pêche ( $F$ ) et le taux de mortalité par pêche correspondant au rendement maximal durable (RMD), c.-à-d.,  $F/F_{RMD} < 1$ , pendant une génération ou cinq ans, en retenant la durée la plus longue. D'autres méthodes pourraient être utilisées pour justifier l'utilisation du critère A1 au lieu du critère A2. Toutefois, il convient de réfléchir attentivement à l'éventualité qu'une espèce gérée de manière non durable soit considérée à tort comme étant durable.

### 5.7 Taxons à longue vie

La durée générationnelle de certaines espèces (par exemple, certaines espèces d'arbres) peut dépasser 100 ans. Il est difficile d'estimer des réductions des effectifs à partir d'un moment dans le temps où les populations de l'espèce, voire l'espèce elle-même, étaient déjà enregistrées et documentées. Il convient cependant de rappeler que les réductions les plus significatives, utiles à documenter et qu'il peut s'avérer possible d'inverser, sont probablement celles qui ont eu lieu depuis 100 ans.

### 5.8 Relations entre la perte d'habitat et la réduction des effectifs

Selon le critère A, une réduction des effectifs peut être fondée sur une réduction de la zone d'occupation, de la zone d'occurrence et/ou de la qualité de l'habitat. Les hypothèses relatives aux relations entre la perte d'habitat et la réduction des effectifs ont un effet important sur les résultats d'une évaluation. En particulier, l'hypothèse la plus simple, à savoir que le rapport est linéaire, n'est pas toujours correcte et peut conduire à des classements dans des catégories erronées, que ce soit dans un sens ou dans l'autre. Par exemple, les effectifs d'une espèce d'oiseau qui a perdu 50 % de son habitat ne sont pas forcément réduits de 50 % (elle peut coloniser de nouveaux habitats). Ou bien la réduction peut affecter surtout des zones de faible densité de population, entraînant ainsi un déclin plus rapide dans l'aire de répartition que dans les effectifs. À l'inverse, si les réductions touchent surtout des zones à forte densité, la réduction des effectifs sera plus rapide que celle qui peut être déduite de la réduction de l'aire de répartition (réduction de la zone d'occurrence) (Rodríguez 2002). De la même façon, un poisson vivant dans des récifs coralliens peut perdre plus de 50 % de ses effectifs si 50 % de son habitat est détruit par des techniques de pêche à l'explosif (parce que des frayères auront été détruites, par exemple).

Une utilisation raisonnée de la déduction et de la prévision est encouragée lors de l'estimation de la réduction des effectifs à partir de modifications de l'habitat. Ainsi, si 70 % de la zone d'occurrence d'une espèce forestière a été déboisée dans les cinq dernières années, on pourrait déduire un déclin de 50 % de la population sur les dix dernières années. L'espèce pourrait donc être classée En danger A2c.

Dans tous les cas, pour formuler des hypothèses solides sur la perte des habitats et la réduction des effectifs qui en résulte, il est essentiel d'avoir une bonne connaissance du taxon, de ses rapports avec son habitat et des menaces auxquels l'habitat est confronté. Toutes les hypothèses relatives à ces rapports et les informations utilisées doivent être précisées dans le dossier d'évaluation.

Il se peut que les données disponibles en matière de population contredisent les données relatives aux habitats (par ex. la qualité de l'habitat semble baisser, mais les effectifs restent stables). Ceci peut se produire parce que : (1) un ensemble de données est incertain, biaisé ou dépassé ; ou (2) la réponse de la population à la perte de son habitat est différée (probable si la durée générationnelle est longue). Dans le premier cas, les évaluateurs doivent employer leur jugement pour décider quelles sont les données les plus certaines. Si l'on décide que les données relatives à l'abondance sont les mieux adaptées pour définir les tendances, il convient de classer le taxon au titre du critère A2. Cependant, il faudrait tenir compte des conséquences d'une possible réponse différée en abondance face à la perte des habitats lorsqu'on évalue un taxon par rapport au critère A3. Ainsi, si la réduction des effectifs sur les trois dernières générations a été de 30 % sur la base des données relatives à l'abondance, qui sont appropriées pour déterminer des tendances, alors il conviendra de classer l'espèce dans la catégorie VU A2, même si la perte d'habitat a atteint 60 % pour la même période. En revanche, si une réponse différée à la perte d'habitat est probable (c.à.d. si les effets de la perte d'habitat présente peuvent conduire à une réduction future du nombre d'individus matures), on peut s'attendre à un déclin plus important de la population à l'avenir (même si la perte d'habitat a alors cessé) et il conviendra d'envisager aussi un classement en EN A3 ou EN A4, si à partir de la perte d'habitat de 60 % on déduit une réduction de 50 % ou plus dans le nombre d'individus matures.

## 6. Lignes directrices pour l'application du critère B

Le critère B a été conçu pour identifier des populations à répartition restreinte qui sont aussi gravement fragmentées ou présentes dans un petit nombre de localités, subissent une forme de déclin continu et/ou présentent des fluctuations extrêmes (actuellement ou dans un avenir proche). Il convient d'accorder une attention particulière au critère B, car, parmi tous les critères, c'est celui qui est le plus souvent mal utilisé. Pour que le critère B soit applicable, tout d'abord le seuil général de répartition doit être atteint pour l'une des catégories de menace, que ce soit pour la zone d'occurrence ou pour la zone d'occupation. Ensuite, le taxon doit remplir au moins DEUX des trois options énoncées pour le critère B. Les options sont : (a) population gravement fragmentée ou présente dans x localités seulement ; (b) déclin continu ; ou (c) fluctuations extrêmes ([Tableau 2.1](#)). Par conséquent, si un taxon remplit la condition relative à la répartition pour la catégorie En danger et l'option (c) fluctuations extrêmes, mais ne remplit aucune des autres options, il ne peut pas être classé comme En danger (ou Vulnérable) au titre du critère B. Pour être classé à ce titre, il doit aussi remplir (a) ou (b). Un exemple d'usage correct du critère B est *En danger* : *B1ab(v)*. Ceci veut dire qu'on considère que le taxon a une zone d'occurrence de moins de 5 000 km<sup>2</sup>, que la population est gravement fragmentée ou ne comporte pas plus de cinq localités connues, et que le nombre d'individus matures est en déclin continu.

Les conditions du sous-critère (a) sont une fragmentation grave et/ou un nombre limité de localités. La numérotation des critères ne permet pas de distinguer ces deux conditions. Nous recommandons aux évaluateurs de les distinguer en précisant dans leur dossier : (1) si le taxon est gravement fragmenté, et (2) le nombre de localités.

Un certain nombre de difficultés liées à l'application du critère B sont abordées dans d'autres parties du présent document, à savoir les définitions de « sous-populations » ([section 4.2](#)), « localité » ([section 4.11](#)), « déclin continu » ([section 4.6](#)), « fluctuations extrêmes » ([section 4.7](#)), « gravement fragmentée » ([section 4.8](#)), « zone d'occurrence » ([section 4.9](#)) et « zone d'occupation » ([section 4.10](#)).

## 7. Lignes directrices pour l'application du critère C

Le critère C a été conçu afin d'identifier des taxons dont les effectifs sont peu nombreux et se trouvent en déclin à l'heure actuelle ou pourraient décliner dans un avenir proche. Pour le critère C, le seuil d'effectifs réduits doit être franchi et les deux sous-critères décrivant le déclin doivent être remplis. Ainsi, pour être classée En danger au titre du critère C, la population doit être estimée à moins de 2 500 individus matures, et présenter (1) un déclin continu du nombre d'individus matures estimé d'au moins 20 % en cinq ans ou en deux générations (selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans), ou (2) un déclin continu du nombre d'individus matures ; et soit (a) une structure réduite de la population, soit (b) des fluctuations extrêmes dans le nombre d'individus matures (voir le [Tableau 2.1](#) pour plus de détails).

Pour appliquer le sous-critère C, il faut des données pour les effectifs aussi bien que pour les taux de déclin à la résolution nécessaire. Or, ces données sont disponibles pour peu de taxons. Il existe aussi un certain degré de chevauchement entre les critères A et C1 ; la différence consiste dans le fait que le critère C s'applique uniquement à des populations à effectifs faibles, que le déclin est mesuré sur une durée plus brève (à l'exception de la catégorie Vulnérable) et que les seuils du taux de déclin sont plus bas, parce que la population est déjà peu nombreuse.

Le critère C2a comporte deux sous-critères (i et ii) qui portent sur des conditions apparemment opposées. Ces sous-critères prennent en considération le fait que la répartition de la population totale d'un taxon en de nombreuses sous-populations, ou bien en une seule sous-population (ou un tout petit nombre), peut accroître dans les deux cas le risque d'extinction, pour différentes raisons. D'une part, un taxon divisé en un grand nombre de sous-populations peut se trouver gravement fragmenté (voir [section 4.8](#) pour la définition), et nombre de ces sous-populations risquent d'avoir des effectifs réduits et une forte probabilité d'extinction. D'autre part, avoir une seule sous-population équivaut à mettre tous ses œufs dans le même panier ; une seule sous-population ne peut pas se remettre d'une extinction locale par le biais de la recolonisation et ne peut pas non plus surmonter un déclin catastrophique par un « effet de sauvetage ». Quant à savoir quel est l'élément le plus important, il dépend dans chaque cas des effectifs des sous-populations ainsi que d'autres facteurs. Le critère C2a couvre les deux situations ; (i) prévoit le premier cas, lorsque même la sous-population la plus importante est assez réduite ; et (ii) se rapporte au deuxième cas, lorsque tous ou presque tous les individus font partie de la même sous-population. Une espèce qui remplit les critères généraux de C2a (c.à.d. qui a une population réduite et en déclin) subira probablement l'impact de n'importe laquelle de ces deux situations si elles se présentent).

On pourrait penser que ces espèces ne courent pas un risque d'extinction accru si elles ont aussi une aire de répartition étendue. Or, ce serait le cas uniquement si les différentes parties de l'aire de répartition fluctuent et déclinent indépendamment les unes des autres. Mais, même dans un tel cas, ces « parties » différentes ne seraient probablement pas connectées entre elles (autrement, elles seraient synchrones), donc elles ne pourraient pas être considérées comme une seule et unique sous-population. En conséquence, pour bien appliquer le critère C2a, il est important d'identifier correctement les sous-populations (voir [section 4.2](#)).

Un certain nombre de difficultés liées à l'application du critère C sont abordées dans d'autres parties du présent document, à savoir les définitions des termes « sous-populations » ([section 4.2](#)), « individus matures » ([section 4.3](#)), « déclin continu » ([section 4.6](#)), calcul des réductions ([section 4.5](#)) et « fluctuations extrêmes » ([section 4.7](#)).

## 8. Lignes directrices pour l'application du critère D

Ce critère identifie des populations très petites ou limitées. Un taxon remplit le critère D si la population d'individus matures (voir [section 4.3](#)) est inférieure au seuil fixé pour chacune des catégories menacées. Pour la catégorie Vulnérable, il y a deux options, D1 et D2. Un taxon remplit le critère Vulnérable D1 si les effectifs sont estimés à moins de 1 000 individus matures (tels que définis à la [section 4.3](#)). Il remplit le critère Vulnérable D2 si la zone d'occupation est très réduite (en règle générale moins de 20 km<sup>2</sup>) ou si le nombre de localités est très limité (cinq au maximum), et si elle est exposée à des menaces naturelles ou anthropiques. Ce critère porte sur des taxons qui, sans être forcément en décroissance, se caractérisent par une forte limitation du nombre d'individus matures, de leur zone d'occupation ou du nombre de localités, ce qui les rend particulièrement vulnérables à une menace potentielle.

Le sous-critère D2 pour la catégorie Vulnérable a été conçu pour des taxons à répartition très restreinte. Cependant, les seuils relatifs à la zone d'occupation et au nombre de localités, même s'ils sont donnés à titre indicatif (en règle générale moins de 20 km<sup>2</sup> ou en règle générale cinq localités au maximum) sont souvent interprétés d'une manière trop littérale, ce qui ne convient pas. Certains estiment que ce critère est trop inclusif et aboutit à des classements excessifs dans les catégories menacées, tandis que d'autres le trouvent trop exclusif (notamment pour de nombreuses espèces marines) et ne permettant pas des classements justifiés. Il convient de souligner que la zone d'occupation restreinte au titre du critère D2 est définie comme étant réduite au point que la population est exposée aux impacts d'activités anthropiques ou d'événements stochastiques dans un avenir imprévisible, et qu'elle est donc susceptible de se trouver En danger critique ou même Éteinte en un laps de temps très court (p. ex. une ou deux générations – ou sous trois à cinq ans, si cette période est plus longue – après l'événement menaçant). Les seuils chiffrés sont indiqués plutôt à titre d'exemple et ne doivent pas être interprétés comme des seuils stricts.

Le sous-critère D2 n'est pas axé sur la superficie de la zone d'occupation ou le nombre de localités (ces conditions seraient remplies par de nombreux taxons), mais sur le risque que le taxon se trouve soudainement En danger critique ou Éteint (c.à.d, si la menace potentielle se réalise, l'espèce remplirait rapidement les conditions de classement dans ces catégories, par exemple selon le critère A ou B). Par conséquent, le fait de franchir le seuil suggéré (ou un autre) pour la zone d'occupation ou le nombre de localités ne suffit pas. Il faut que cette limitation rende l'espèce susceptible de se trouver En danger critique ou Éteinte en un laps de temps très bref, en raison des effets d'activités anthropiques ou d'événement stochastiques. La possibilité que ces activités ou événements se réalisent doit être appréciable. Des événements improbables (éruption d'un volcan inactif...), des événements indéterminés et non constatés pour des espèces similaires (par ex. une épidémie non précisée), des événements peu susceptibles d'entraîner une extinction (par ex. parce que l'espèce a survécu à de nombreux cyclones, ou s'adapte probablement au réchauffement planétaire...), ou des événements dont il est peu probable qu'ils puissent se produire avec une rapidité suffisante pour entraîner un classement en CR ou EX en un laps de temps très bref, ne remplissent pas les conditions pour un classement au titre du critère D2. Les événements stochastiques ou les activités anthropiques qui motivent le classement doivent être précisés dans les motifs de l'inscription (voir exemple ci-dessous). Si le taxon est extrêmement limité, et qu'il existe des menaces potentielles susceptibles d'entraîner un classement en VU ou EN dans un laps de temps court, il convient d'envisager un classement en NT.

## 8.1 Taxons connus uniquement à partir de la localité type

Si un taxon est connu uniquement à partir de sa localité type et qu'il n'y a pas d'informations sur son statut actuel ou les menaces possibles, il convient de le classer en Données insuffisantes. S'il n'existe pas de menaces probables et que le site est relativement bien connu, la catégorie Préoccupation mineure convient, sauf si les critères A, B ou D sont remplis. Si le taxon a fait l'objet de recherches, sur la localité type et dans un nombre raisonnable d'autres localités, et que le nombre estimé d'individus matures ne dépasse pas 50, le taxon doit être classé En danger critique D (un laps de temps adapté au taxon doit être utilisé). Si des menaces plausibles ou significatives sont identifiées, il faudra procéder à une évaluation complète pour déterminer le classement le plus approprié (par ex. En danger critique selon les critères B ou C, ou Vulnérable selon le critère D2). Si, malgré les recherches, le taxon n'a pas été observé depuis le prélèvement du spécimen type, et s'il existe des menaces dans la zone, il peut être pertinent de le classer dans les catégories « En danger critique (Peut-être éteint) » ou « Éteint » (voir la section 11 pour savoir comment faire ce choix).

## 8.2 Exemple d'application du critère D

Une espèce d'oiseau très rare est décrite à partir de deux spécimens femelles recueillis en 1851 et d'une observation en 1905 sur une seule île. En 1970 on pensait que l'espèce était éteinte, mais, d'après des habitants de l'île, elle pouvait être encore présente ; en 1972, un broussard expérimenté a signalé avoir vu trois spécimens. On pense que cette espèce discrète, qui passe facilement inaperçue, survit peut-être dans deux localités distinctes, très appréciées des randonneurs et des ornithologues. Elle est très peu connue, mais au vu des rares observations effectuées il y a longtemps et de la probabilité que des ornithologues l'aient vue, la population doit compter moins de 50 individus matures. C'est pourquoi cette espèce est classée dans la catégorie « En danger critique » : D.

## 8.3 Exemple d'application du critère D2

Une espèce d'oiseau présente uniquement sur quatre îles rapprochées et exemptes de prédateurs, où elle est répandue et où ses populations sont considérées comme stables. Son aire de répartition historique a été réduite en raison de l'introduction de prédateurs (chats, rats *Rattus* spp. et un oiseau prédateur). Les oiseaux qui tentent de coloniser une île voisine sont tués par les chats et l'oiseau prédateur. L'introduction accidentelle d'espèces exotiques dans les îles exemptes de prédateurs pourrait facilement causer l'extinction locale. Par conséquent, le nombre de localités est estimé à quatre (car il est peu probable que de telles introductions aient lieu sur plus d'une île à la fois) et l'espèce est classée Vulnérable au titre du critère D2.

## 9. Lignes directrices pour l'application du critère E

Pour l'application du critère E, il convient de procéder à une analyse quantitative, par exemple une analyse de viabilité de la population (AVP), afin de déterminer la probabilité d'extinction d'une espèce sur une période de temps donnée. Ainsi, le classement En danger critique E veut dire que pour le taxon concerné la probabilité d'extinction à l'état sauvage s'élève à 50 % au moins en l'espace de 10 ans ou 3 générations, selon la période la plus longue.

### 9.1 Qu'est-ce que l'extinction ?

L'extinction est définie comme un effectif zéro. Aux fins de la définition de l'extinction, les effectifs comprennent tous les individus d'un taxon et pas uniquement les individus matures. Dans

certains cas, l'extinction peut être définie comme un effectif plus élevé que zéro. Par exemple, si seules les femelles sont prises en compte dans le modèle, il est prudent de définir l'extinction comme une femelle restante dans la population et non zéro. D'une façon plus générale, un seuil d'extinction plus élevé que zéro se justifie si des éléments non incorporés dans l'analyse en raison du manque d'informations (par ex. effets d'Allee, structure des sexes, génétique, interactions sociales...) rendent peu fiables les résultats de l'analyse pour des effectifs très restreints.

Pour le critère E, le risque d'extinction doit être calculé pour des laps de temps différents qui peuvent être au nombre de trois :

- 10 ans ou trois générations, selon la période la plus longue (100 ans maximum) ;
- 20 ans ou cinq générations, selon la période la plus longue (100 ans maximum) ;
- 100 ans.

Pour un taxon ayant une durée générationnelle de 34 ans ou plus, une seule évaluation (100 ans) suffit. Pour un taxon d'une durée générationnelle allant de 20 à 33 ans, deux évaluations (trois générations et 100 ans) sont nécessaires. Si la durée générationnelle est de moins de 20 ans, les trois évaluations sont nécessaires.

## 9.2 Quelle méthode utiliser ?

Une technique courante d'analyse quantitative est l'analyse de viabilité de la population (AVP), qui est un recueil de méthodes permettant d'évaluer les menaces auxquelles sont confrontées les populations des espèces, leurs risques d'extinction ou de déclin et leurs chances de rétablissement, sur la base de données et de modèles spécifiques aux espèces. Pour une introduction à l'AVP, voir Boyce (1992), Burgman *et al.* (1993), Akçakaya et Sjögren-Gulve (2000). Les types de modèles utilisés dans une AVP sont décrits ci-dessous.

Dans certains cas, le critère E peut être utilisé sans une AVP complète, au moyen d'une analyse quantitative qui ne comprend pas nécessairement des informations démographiques. Par exemple, si une espèce est limitée à une zone peu étendue, on peut parfois estimer la probabilité de destruction de tout le reste de son habitat. Ces estimations peuvent être fondées sur des observations météorologiques passées, ou sur d'autres informations relatives aux tendances de destruction des habitats par le passé et aux localités où l'habitat a été détruit. Il est important de garder toutefois présent à l'esprit que ces estimations ne peuvent être considérées que comme des limites inférieures du risque d'extinction qui aurait été estimé au moyen d'une AVP. En effet, une AVP incorpore ces effets stochastiques sur l'habitat ainsi que d'autres facteurs, comme la variabilité démographique, et d'autres menaces, comme l'exploitation directe. Quelle que soit la méthode utilisée, l'analyse doit être numérique (c.à.d. une évaluation qualitative ; la mention « probabilité élevée d'extinction », par exemple, ne suffit pas).

Le choix de la méthode la plus appropriée dépend de la disponibilité des données et de l'écologie du taxon. La structure du modèle doit être suffisamment détaillée pour utiliser toutes les données pertinentes, mais pas plus. Les évaluations qui utilisent toutes les données disponibles et pertinentes sont plus fiables que celles qui laissent de côté une partie de ces informations. Cependant, un degré de détail non justifié par la qualité des données disponibles s'avérera excessif et risque d'accroître l'incertitude.

Si les seules données disponibles sont celles de présence-absence dans un certain nombre de localités, on peut employer des modèles d'occupation (voir Sjögren-Gulve et Hanski 2000). S'il existe des données de recensement, un modèle dynamique scalaire (non structuré) peut être

employé (voir Dennis *et al.* 1991, Burgman *et al.* 1993). Si l'on dispose de données pour différents stades ou classes d'âge (par ex. juvénile et adulte), on peut utiliser un modèle structuré (voir Akçakaya 2000). Si des données détaillées sont disponibles au niveau individuel (par ex. des données généalogiques), on peut appliquer un modèle fondé sur les individus (voir Lacy 2000). S'il existe des données relatives à la répartition spatiale, un modèle de métapopulation ou un autre modèle spatialement explicite doit être pris en considération (notez que les modèles scalaires, structurés et fondés sur les individus peuvent tous être structurés spatialement).

La deuxième considération importante pour choisir un modèle est l'écologie de l'espèce. La structure et les hypothèses du modèle doivent être réalistes par rapport à l'écologie de l'espèce. La documentation doit préciser toutes les hypothèses (même les plus évidentes) liées à la structure, aux paramètres et aux incertitudes du modèle. Lorsque les données disponibles et l'écologie de l'espèce permettent d'employer plus d'un modèle, la modélisation comparative (par ex. Kindvall 2000, Brook *et al.* 2000) et d'autres modalités de validation (McCarthy *et al.* 2001) peuvent contribuer à renforcer les conclusions.

### 9.3 Y a-t-il suffisamment de données ?

Différents types de données peuvent être employés pour une évaluation : répartition spatiale des habitats adaptés, des populations locales ou des individus, tendances d'occupation et d'extinction dans différentes parcelles d'habitat, présence-absence, relations entre les habitats, estimations d'abondance provenant de recensements et de relevés, estimations des taux démographiques (fécondité et survie) issues de recensements et d'études de marquage-recapture, ainsi que la variation temporelle et la covariation spatiale de ces paramètres. Il n'est pas nécessaire d'utiliser toutes ces sortes de données pour un modèle en particulier. Pour plus d'informations sur les données requises pour les différents types de modèles d'AVP, voir les références ci-dessus.

Si les données disponibles sont insuffisantes ou trop incertaines, il est risqué de procéder à une évaluation pour le critère E, avec n'importe laquelle des méthodes existantes, y compris l'AVP. Afin de décider si les données disponibles suffisent à faire une évaluation pour le critère E, nous proposons la procédure suivante. Premièrement, il faut sélectionner une structure de modèle selon les indications des paragraphes ci-dessus, puis estimer les paramètres du modèle (voir ci-dessous) en incorporant les incertitudes des données. Une manière simple de le faire consiste à faire la meilleure estimation possible pour chacun des paramètres, ainsi qu'une estimation « optimiste » et une estimation « pessimiste ». Plus le modèle est incertain, plus grande sera la différence entre les estimations « optimistes » et « pessimistes ». Utiliser ces estimations pour créer un éventail de modèles qui donneront à leur tour une fourchette d'estimations du risque d'extinction ; cette fourchette indique si les résultats sont utiles et, donc, s'il existe suffisamment de données. Voir aussi ci-dessous « Incorporer l'incertitude » (9.5)

Le critère E ne nécessite pas une très grande précision dans les prévisions, et même des résultats très incertains peuvent être utiles. Par exemple, si l'estimation minimale du risque d'extinction sur 100 ans est de 10 %, le taxon est déjà au moins Vulnérable, sans même tenir compte de prévisions plus pessimistes. Les critères permettent aussi d'incorporer l'incertitude sous la forme d'un éventail de catégories présentées dans la documentation, tandis que sur la Liste rouge il faut indiquer une seule catégorie (voir Annexe I, UICN 2001, 2012b). Ainsi, si la durée générationnelle est de 10 ans et que le risque d'extinction est de 20–60 % en 100 ans, 10-30 % en 50 ans et 5-10 % en 30 ans, le taxon peut être classé comme (VU–EN) dans le dossier, mais il faut choisir l'une des deux catégories pour la Liste rouge.

## 9.4 Composantes et paramètres des modèles

Il est très important d'estimer les paramètres du modèle sans biais. Il est néanmoins difficile de donner des indications détaillées sur l'estimation des paramètres parce que les composantes et les paramètres dépendent de la structure du modèle. Nous présentons donc dans ce chapitre des indications générales et quelques exemples spécifiques, mais ils ne sont pas exhaustifs.

### 9.4.1 Dépendance à la densité

La dépendance à la densité est la relation entre des paramètres démographiques (survie, fécondité, taux de croissance de la population...) et les effectifs ou la densité de la population locale. Si la corrélation est négative (appelée aussi compensation), les paramètres démographiques baissent à mesure que la densité s'accroît ; si elle est positive (appelée aussi dépendance ou effet dépendant) les paramètres démographiques baissent à mesure que la densité décroît. Le premier type de dépendance peut être notamment lié au surpeuplement et à la compétition intraspécifique ; le second est lié à des effets d'Allee, à la structure sociale et à la dépression due à la consanguinité. Les deux types de dépendance à la densité ayant des effets importants sur les risques d'extinction, les deux sont à prendre en considération dans les modèles. En d'autres termes, que le modèle incorpore ou exclue ces types de dépendance à la densité, dans les deux cas le choix doit être justifié.

Il est particulièrement important d'incorporer la compensation lorsque la destruction des habitats représente une menace. L'effet dépendant peut être incorporé en fixant un seuil d'extinction plus élevé que zéro (voir ci-dessus).

Étant donné que la dépendance à la densité a une incidence sur des paramètres démographiques tels que la survie et la fécondité, les estimations de ces taux doivent comporter une indication des effectifs ou de la densité de la population pendant la période d'obtention des données ayant conduit à ces estimations.

### 9.4.2 Variabilité temporelle

Puisque les critères portent sur des probabilités, il est essentiel d'inclure dans l'évaluation toutes les formes pertinentes de variabilité, notamment : fluctuations environnementales (sous la forme de variations aléatoires d'un ou plusieurs paramètres du modèle), stochasticité démographique, tendances futures prévues des valeurs moyennes des paramètres du modèle (par ex. suite à une dégradation de l'habitat), stochasticité génétique, variations aléatoires de la répartition sexuelle, événements à faible probabilité et fort impact (perturbations ou catastrophes).

Lors de la modélisation des fluctuations environnementales, les estimations de la variance des paramètres du modèle ne doivent inclure que la variation temporelle ; les variations dues à la stochasticité démographique, les erreurs de mesure, la variation spatiale, etc. doivent être soustraites. Ainsi, si les taux de survie sont fondés sur des données de recensement, la variance binomiale représentant la stochasticité démographique peut être soustraite de la variance totale constatée (Akçakaya 2002) ; si les taux de survie sont fondés sur une analyse de marquage-recapture, on peut employer les méthodes décrites par Gould et Nichols (1998) et White *et al.* (2002), ou dans le fichier aide du Programme MARK (<https://sites.warnercnr.colostate.edu/gwhite/program-mark/>) pour soustraire la variance démographique/d'échantillonnage.

Si le modèle incorpore des catastrophes, il faut utiliser uniquement des données des années sans catastrophes lors de l'estimation de la moyenne et la variance de la variable du modèle (survie, fécondité, capacité de charge) touchée par la catastrophe.

Lorsque les résultats probabilistes sont fondés sur des simulations, le nombre de répliques ou d'itérations détermine la précision de ces résultats. Dans la plupart des cas, les paramètres du modèle échantillonnés aléatoirement sont statistiquement représentatifs si le nombre de répliques se trouve dans la fourchette de 1 000 à 10 000.

#### 9.4.3 Variabilité spatiale

Si les différentes populations d'un taxon sont séparées spatialement ou ont des taux démographiques différents, ces éléments doivent être incorporés en rendant le modèle spatialement explicite. La modélisation de ce genre de taxon avec un modèle de population unique peut conduire à sous-estimer la probabilité d'extinction. Lorsque différentes populations sont incorporées dans le modèle, leur corrélation est un élément important ; si on l'ignore (c.à.d. si on suppose que toutes les populations sont indépendantes entre elles), on risque de sous-estimer la probabilité d'extinction.

### 9.5 Incorporer l'incertitude

Nous suggérons d'indiquer tous les paramètres sous la forme de fourchettes (ou d'aires de répartition) reflétant les incertitudes des données (manque de connaissances ou erreurs de mesure). En outre, les incertitudes dans la structure du modèle peuvent être incorporées en construisant des modèles multiples (par ex. avec différentes densités de dépendance). Il existe plusieurs méthodes de propagation de ces incertitudes dans des calculs et des simulations (Ferson *et al.* 1998). L'une des plus simples consiste à construire des modèles « optimistes » et « pessimistes » (voir par ex. Akçakaya et Raphael 1998). Un modèle optimiste comprend une combinaison des limites inférieures des paramètres ayant un effet négatif sur la variabilité (par ex. la variation du taux de survie) et des limites supérieures de ceux ayant un effet positif (par ex. le taux moyen de survie). Un modèle pessimiste comprend les limites inverses. Les résultats de ces deux modèles peuvent être utilisés comme limites supérieures et inférieures de l'estimation du risque d'extinction, ce qui permet à son tour de définir un éventail de catégories de menace (voir Annexe 1, UICN 2001, 2012b).

### 9.6 Documentation requise

Toute évaluation pour la Liste rouge fondée sur le critère E doit comporter un document décrivant les méthodes quantitatives utilisées, ainsi que tous les fichiers de données employés pour l'analyse. Le document et les pièces jointes doivent être suffisamment détaillés pour permettre à un examinateur du dossier de reconstituer les méthodes utilisées et les résultats obtenus.

La documentation doit comporter une liste des hypothèses de l'analyse et présenter les explications et justifications s'y rapportant. Toutes les données utilisées pour l'estimation doivent comporter des références à une publication se trouvant dans le domaine public ; à défaut, elles doivent être incorporées dans le dossier. Les incertitudes des données doivent être précisées.

Les méthodes employées pour estimer les paramètres du modèle et incorporer les incertitudes doivent être décrites de façon détaillée. Les unités temporelles utilisées pour les différents paramètres et éléments des modèles doivent être cohérentes ; les périodes pendant lesquelles les paramètres sont estimés doivent être précisées.

## 10. Lignes directrices pour l'application des catégories DD, NT et NE

### 10.1 Quand utiliser la catégorie Quasi menacé (NT)

Pour être classé dans la catégorie Quasi menacé, un taxon doit être proche d'un classement dans la catégorie Vulnérable. Les estimations des effectifs ou de la taille des aires de répartition doivent être proches des seuils de la catégorie Vulnérable, surtout lorsqu'il existe un fort degré d'incertitude, ou que certains des sous-critères sont possiblement remplis. Une vulnérabilité biologique et des menaces peuvent s'y ajouter. La catégorie Quasi menacé n'est pas définie par des critères propres, mais plutôt par le fait qu'une espèce est proche des critères de la catégorie Vulnérable. Pour le classement d'un taxon dans la catégorie Quasi menacé sur la Liste rouge, les évaluateurs doivent indiquer dans les éléments justificatifs quels critères sont près d'être remplis. Ainsi, le classement dans la catégorie Quasi menacé serait justifié dans les cas suivants (pour chaque cas, tout critère qui n'est pas mentionné spécifiquement n'est pas rempli et n'est pas près d'être rempli) :

- La population a subi une réduction estimée de 20-25 % sur les trois dernières générations.
- Le taxon remplit les conditions de superficie pour être menacé au titre du critère B (zone d'occurrence < 20 000 km<sup>2</sup> et/ou zone d'occupation < 2 000 km<sup>2</sup>) et il est en déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, est présente dans beaucoup plus de dix localités et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
- Le taxon remplit les conditions liées à l'AOO et à l'EEO pour être menacé au titre du critère B (zone d'occurrence < 20 000 km<sup>2</sup> et/ou zone d'occupation < 2 000 km<sup>2</sup>) et la population est gravement fragmentée, mais elle n'est pas en déclin, est présente dans plus de 10 localités et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
- Le taxon est en déclin et il est présent dans dix localités, mais sa zone d'occurrence est de 30 000 km<sup>2</sup> et/ou sa zone d'occupation de 3 000 km<sup>2</sup>, ces estimations étant incertaines.
- Le taxon est en déclin et il est gravement fragmenté, mais sa zone d'occurrence est de 30 000 km<sup>2</sup> et/ou sa zone d'occupation de 3 000 km<sup>2</sup>, ces estimations étant incertaines.
- Le taxon est en déclin et il est gravement fragmenté, mais sa zone d'occurrence est de 22 000 km<sup>2</sup> et/ou sa zone d'occupation de 3 000 km<sup>2</sup>, ces estimations ayant un degré élevé de certitude.
- La population a subi une réduction estimée à 10 % sur les trois dernières générations, elle continue de décliner et elle compte près de 15 000 individus matures.
- Le taxon ne compte qu'une seule sous-population de près de 15 000 individus et il est en déclin.
- La population compte près de 1 500 individus matures.
- La meilleure estimation de la population s'élève à 2 000 individus matures, mais cette estimation est très incertaine, et on ne peut exclure la possibilité qu'elle ne compte que 1 000 individus matures.
- Le taxon est présent sur trois sites et occupe 12 km<sup>2</sup>. La population est exploitée mais n'est pas en déclin. Il n'y a pas de menaces présentes, toutefois, il existe des événements plausibles susceptibles de causer un déclin du taxon, mais il est improbable que l'espèce devienne de ce fait Éteinte ou En danger critique en un laps de temps court.
- La population a subi un déclin de 40 % sur les trois dernières générations, mais le déclin a cessé et les causes du déclin sont connues.

Les espèces des exemples suivants ne doivent pas être classées dans la catégorie Quasi menacée (ni dans aucune autre des catégories « menacées »), sauf si d'autres critères s'appliquent :

- La population a subi une réduction estimée à 10 % sur les trois dernières générations et elle compte plus de 20 000 individus matures.
- La population a subi un déclin estimé à 30 % dans le cadre de fluctuations.
- Le taxon remplit les conditions d'AOO et d'EOO pour être classé En danger critique au titre du critère B (zone d'occurrence < 100 km<sup>2</sup> et/ou zone d'occupation < 10 km<sup>2</sup>), mais il n'est pas en déclin, n'est pas gravement fragmenté, il n'y a pas de fluctuations extrêmes, ni de menaces évidentes.
- Il s'agit d'un taxon à longue vie et à croissance lente, mais il ne remplit aucun des critères A à E.
- La population compte plus de 2 000 individus matures.
- Le taxon est présent sur trois sites et occupe 30 km<sup>2</sup>. La population n'est pas en déclin. Il n'y a pas de menaces présentes et il est très improbable que l'espèce devienne Éteinte ou En danger critique en un laps de temps court.

Un taxon peut aussi remplir les conditions pour être classé dans la catégorie Quasi menacé s'il est l'objet d'un programme de conservation ou de gestion en cours, ciblé et spécifique au taxon ou à son habitat, dont l'arrêt aboutirait à ce que, en l'espace de cinq ans, le taxon se trouve dans l'une des catégories menacées décrites précédemment. Un programme de conservation ou de gestion ciblé et spécifique au taxon ou à son habitat se définit ainsi :

- La conservation est l'objectif ou l'un des objectifs de ce programme, ou bien son objectif est en cohérence et non en contradiction avec la conservation ;
- Il identifie un taxon cible ou un groupe d'espèces auquel la cible appartient, ou bien un type d'habitat dont le taxon dépend ;
- Il est mis en œuvre activement et est efficace pour faire reculer les menaces identifiées, et pourrait conduire à un relèvement de la catégorie de menace du taxon en cas d'arrêt de ce programme ; et
- Il comprend une documentation qui est à la disposition du public.

Dans un tel cas, il convient de préciser dans la justification que le taxon est classé dans la catégorie Quasi menacé car il dépend des mesures de conservation. Les programmes de conservation ou de gestion ciblant ledit taxon doivent être cités ou décrits dans le dossier (voir UICN, 2001, 2012b ; Annexe 3).

## 10.2 Non évalué et Données insuffisantes

Le classement dans les catégories Non évalué (NE) et Données insuffisantes (DD) indique que le risque d'extinction n'a pas été estimé, bien que ce soit pour des raisons différentes. « Non évalué » indique qu'on n'a pas fait de tentative d'évaluation de l'état actuel du taxon. « Données insuffisantes » indique que le taxon a été évalué à l'aide des données disponibles, lesquelles se sont avérées insuffisantes pour classer le taxon dans l'une des catégories. Les taxons classés dans ces deux catégories ne doivent pas être traités comme s'ils n'étaient pas menacés.

## 10.3 Quand utiliser la catégorie Données insuffisantes

Si un taxon est connu, mais qu'il n'y a pas d'informations directes ni indirectes sur son état actuel ou les menaces possibles, il rentre à l'évidence dans la catégorie Données insuffisantes (DD). Ce classement ne signifie pas qu'un taxon n'est pas menacé.

La situation se complique lorsqu'il y a peu d'informations connues sur un taxon, mais que les informations disponibles indiquent que le taxon peut être menacé. Se pose alors la question de savoir dans quelle mesure il est admissible d'employer la déduction et la prévision. Pour plus d'éléments à ce sujet, voir les sections [3.1](#) et [3.2](#) (Disponibilité des données, déduction et prévision ; Incertitude).

Lorsque les données sont très incertaines, on peut inscrire le taxon dans la catégorie Données insuffisantes. Cependant, l'évaluateur doit dans ce cas apporter des preuves établissant que l'on a utilisé cette catégorie parce que les données étaient insuffisantes pour inscrire le taxon dans une catégorie de menace précise. Si les données sont si incertaines que les catégories En danger critique (CR) et Préoccupation mineure (LC) sont toutes les deux plausibles, le taxon peut être classé dans la catégorie Données insuffisantes. Si les catégories plausibles vont de Quasi menacé (NT) aux catégories menacées, alors la catégorie Données insuffisantes (DD) n'est pas adaptée ; dans ce cas, voir la [section 3.2](#) pour des indications sur la catégorie la plus plausible tout en documentant l'incertitude. Il ne faut pas oublier qu'on peut souvent attribuer une catégorie de menace à des taxons mal connus sur la base d'informations générales relatives à la dégradation de leur habitat et/ou d'autres facteurs ; par conséquent, il est souhaitable d'éviter d'avoir trop largement recours à la catégorie Données insuffisantes.

Les espèces classées en Données insuffisantes peuvent être caractérisées au moyen d'une des mentions suivantes ou des deux, même si la plupart n'en ont pas besoin :

1. **Provenance inconnue.** Le taxon est connu uniquement à partir d'un ou plusieurs spécimens sans aucune information, ou des informations extrêmement incertaines, sur leur localisation ; il n'est donc pas possible de procéder à des déductions sur l'état de leur population.

Exemples :

Un hypothétique colibri connu à partir d'un seul spécimen acheté dans le commerce à Bogota en 1900 ; il aurait été prélevé à l'est ou dans la région centrale des Andes colombiennes, à quelques centaines de kilomètres de la capitale. Cependant, des spécimens classés comme « Bogotá » ont en réalité une provenance beaucoup plus lointaine, venant même de l'Équateur. Puisqu'on ne connaît pas d'autre spécimen, on présume qu'il s'agit d'une espèce relicte à aire de répartition restreinte.

Un hypothétique poisson d'eau douce connu uniquement par un prélèvement type fait en 1930 à l'ouest d'Andapa, sur la côte nord-est du Madagascar. Cette espèce n'a plus été prélevée depuis les années 1930, en grande partie parce que sa localité type précise n'est pas connue. En conséquence, il n'y a pas de données permettant d'évaluer la qualité de son habitat ou ses effectifs. On présume qu'il s'agit (ou qu'il s'agissait) d'une espèce relicte à aire de répartition restreinte.

Une hypothétique Aracée héli-épiphyte endémique de l'Équateur. Elle est connue uniquement à partir d'une collection type constituée par un célèbre botaniste dans une localité inconnue il y a un siècle. Le manque d'informations empêche toute évaluation de l'état de conservation de l'espèce ; s'y ajoutent des problèmes taxonomiques liés à plusieurs espèces du même genre décrites par le même botaniste.

2. **L'incertitude taxonomique explique le manque d'informations.** La rareté des données peut être due à l'incertitude taxonomique, c'est-à-dire que le manque d'informations sur la répartition, l'état, l'écologie et les menaces découle du très petit nombre de spécimens ou de l'insuffisance de la documentation ; cette situation peut être due notamment au fait que le taxon représente des individus aberrants, hybrides, des formes chromatiques rares, ou des sous-espèces d'autres espèces. Cette explication est aussi vraisemblable, sinon plus, que la possibilité que le taxon soit réellement rare, menacé ou n'ait pas fait l'objet de recherches appropriées. Il

convient aussi de noter qu'il ne faut pas employer cette mention pour des taxons présentant simplement des incertitudes taxonomiques. Ce genre de taxons ne doit pas être classé en Données insuffisantes du seul fait de cette incertitude : soit les taxons sont considérés comme des espèces valides et à part entière et ils doivent alors être évalués sur la base des critères de la Liste rouge, soit ils ne doivent pas être évalués pour la Liste rouge. L'élaboration de la liste des taxons à évaluer est une procédure distincte de l'évaluation du risque d'extinction et les deux doivent être traitées séparément (voir la [section 2.1](#) sur la taxonomie).

### Exemples

Une hypothétique espèce d'oiseau insulaire a été nommée relativement récemment à partir de deux spécimens prélevés dans les années 1930 dans une seule localité. Les spécimens sont des jeunes, et l'hypothèse a été émise qu'il pourrait s'agir de juvéniles d'une espèce apparentée, bien que ce soit improbable en raison de certaines différences morphologiques. Cependant, vu l'absence totale d'informations sur la répartition, les effectifs, les tendances, l'écologie et les menaces, les critères de la Liste rouge ne peuvent pas être appliqués et l'espèce est classée dans la catégorie Données insuffisantes.

Une hypothétique espèce d'oiseau est connue à partir d'un spécimen prélevé dans le nord-est du Kalimantan au début des années 1900 et d'un autre à Sumatra dans les années 1930 ; en plus l'espèce aurait été observée au Brunei en 1992. On a émis l'hypothèse qu'il pourrait être d'origine hybride, ou une forme rare ; il se peut toutefois qu'il soit un taxon véritablement rare et spécialisé sur certains habitats, occasionnellement obligé d'en sortir pour rechercher de la nourriture. En l'absence d'autres informations et du fait de cette incertitude, la catégorie Données insuffisantes est celle qui convient le mieux.

Pour plus de commentaires et d'exemples, voir Butchart et Bird (2009).

Lorsqu'il est généralement accepté qu'un nom d'espèce recouvre des taxons multiples susceptibles d'être reconnus comme des espèces à part entière (un « complexe d'espèces ») ET que les informations disponibles (directes ou indirectes) ne suffisent pas à appliquer les Catégories et Critères de la Liste rouge, le « complexe d'espèces » doit être classé dans la catégorie Données insuffisantes. Si le manque d'informations découle probablement de la complexité et de l'incertitude du statut taxonomique, l'évaluation doit être accompagnée de la mention « L'incertitude taxonomique explique le manque d'informations ».

## **10.4 Quand ne pas utiliser la catégorie Données insuffisantes**

Le classement dans la catégorie Données insuffisantes (DD) implique que le taxon a été évalué par rapport à tous les critères. Toutes les évaluations DD exigent une documentation des données disponibles, les sources d'incertitude et une justification pour chacun des critères expliquant pourquoi ces derniers ne peuvent pas s'appliquer (et, le cas échéant, les mentions discutées à la section précédente). Si les cinq critères n'ont pas tous été étudiés, la catégorie DD ne peut pas être utilisée (le taxon doit être classé dans la catégorie NE).

Dans de nombreux cas, l'incertitude des données empêche de classer le taxon dans l'une des autres catégories (LC à EX). Toutefois, l'impossibilité de classer le taxon dans l'une des catégories n'est, en elle-même, pas suffisante pour justifier une évaluation dans la catégorie DD. Comme indiqué plus haut, si les données sont si incertaines que les catégories En danger critique (CR) et Préoccupation mineure (LC) sont toutes les deux plausibles, le taxon peut être classé dans la catégorie Données insuffisantes (DD). Si les catégories plausibles vont de Quasi menacé (NT) aux catégories menacées, alors la catégorie Données insuffisantes (DD) n'est pas adaptée. Dans ce cas, l'évaluateur doit choisir la catégorie la plus plausible. S'il n'est pas possible d'identifier la catégorie la plus plausible, l'évaluateur doit choisir l'une des catégories en fonction de leur limite du risque acceptable. Par exemple, si les catégories LC, NT et VU sont considérées comme autant

plausibles, le taxon peut être classé NT. Dans tous les cas, le commentaire de justification doit préciser toutes les catégories qui étaient plausibles, ainsi que la limite du risque acceptable (voir [section 3.2.3](#)). Si les évaluateurs ne peuvent pas décider de la limite du risque acceptable, la catégorie médiane doit être choisie. Il est important de noter que, si l'incertitude est précisée au niveau des paramètres (en utilisant l'outil de calcul des Critères de la Liste rouge dans le SIS), alors la fourchette des catégories plausibles ainsi que la catégorie la plus plausible seront automatiquement sélectionnées, conformément à la limite du risque acceptable précisée. Voir aussi la [section 3.2](#) pour des indications sur la catégorie la plus plausible tout en documentant l'incertitude ; la [section 3.1](#) sur la disponibilité des données, la déduction et la prévision ; et la [section 5.8](#) sur la déduction de la réduction des effectifs à partir de la perte d'habitat.

Dans certains cas, l'incertitude des données possède une composante spatiale ; par exemple, il peut y avoir certaines données issues d'une partie de l'aire de répartition mais peu de données, voire aucune, provenant des autres parties. Dans ce type de cas, les évaluateurs doivent s'efforcer d'éviter le classement dans la catégorie DD en étudiant différentes hypothèses plausibles sur le degré de représentativité des menaces issues de sites connus, et utiliser ces hypothèses pour créer des intervalles d'incertitude pour les paramètres utilisés (individus matures, localités, sous-populations, etc.).

Dans d'autres cas, l'incertitude possède une composante temporelle : les informations peuvent être plus incertaines dans un passé plus lointain et/ou dans un avenir plus lointain. Dans ce type de cas, les évaluateurs doivent s'efforcer d'éviter le classement dans la catégorie DD en utilisant le critère A4 afin de réduire au minimum l'incertitude. La prise en compte d'une « fenêtre » de trois générations, incluant à la fois le passé le plus récent et le futur plus proche, focaliserait l'évaluation sur une période pendant laquelle l'incertitude des données est réduite.

## **11. Lignes directrices pour l'application des catégories *Éteint* et des mentions y afférentes**

### **11.1 Les catégories « *Éteint* » (EX et EW)**

La catégorie *Éteint* est utilisée « lorsqu'il ne fait aucun doute que le dernier individu est mort ». Cependant, l'extinction (la disparition du dernier individu d'une espèce) est très difficile à détecter. Pour classer un taxon comme « *Éteint* », des études et des relevés exhaustifs doivent être menés dans tout son habitat connu ou probable, dans l'ensemble de son aire de répartition historique, à des moments et à des fréquences appropriés (diurne, saisonnier, annuel) et sur une durée adaptée au cycle et aux formes biologiques du taxon. Le classement dans la catégorie *Éteint* comporte des répercussions importantes du point de vue de la conservation, car les mesures de protection et les fonds y afférents ne ciblent généralement pas des espèces considérées comme éteintes. Par conséquent, un taxon ne doit pas être classé dans les catégories *Éteint* (EX) ou *Éteint* à l'état sauvage (EW) s'il subsiste raisonnablement des possibilités qu'ils existent encore, afin d'éviter « l'erreur de Roméo » (Collar 1998), qui consiste à supprimer le financement et les mesures de protection consacrés à une espèce menacée en croyant à tort qu'elle est éteinte. Le terme a été appliqué pour la première fois au Dicée quadricolore *Dicaeum quadricolor*, redécouvert en 1992 après 86 années pendant lesquelles il n'avait pas été observé. Il avait été considéré comme éteint au moins 40 ans auparavant, car il était présumé qu'il ne restait rien de son habitat forestier dans l'île de Cebu (Magsalay *et al.* 1995). Il convient de se fonder sur des preuves pour classer des taxons comme *Éteints*, afin d'encourager des actions de protection jusqu'à ce qu'il ne subsiste raisonnablement aucun doute que le dernier individu est mort. Cependant, si les évaluations en catégorie EX ou EW sont trop restrictivement fondées sur des

preuves, on peut aboutir à une sous-estimation des taux d'extinction sur la base de la Liste rouge. En d'autres termes, les deux types d'erreurs (classer en EX une espèce qui existe encore ou omettre de classer en EX une espèce éteinte) engendrent des coûts, et il y a des avantages à effectuer une inscription correcte (Akçakaya *et al.* 2017). Ce problème peut être réglé :

- i) en définissant une mention « Peut-être éteint » pour les espèces classées en CR mais qui sont susceptibles d'être éteintes (section 11.2) ;
- ii) en utilisant des méthodes qui calculent la probabilité que l'espèce soit éteinte et en comparant cette probabilité avec les seuils recommandés (section 11.3) ; et
- iii) en utilisant la probabilité qu'une espèce soit éteinte pour calculer le nombre d'espèces éteintes et les taux d'extinction (section 11.4).

Il est fortement recommandé d'appliquer les méthodes et les seuils décrits à la section 11.3 à toute espèce qui n'a pas été observée depuis la dernière évaluation, ou que l'on suppose éteinte.

Le terme Éteint à l'état sauvage désigne ce qui existe uniquement en culture, en captivité ou dans le cadre d'une population (ou de populations) naturalisée(s), nettement en dehors de l'ancienne aire de répartition. Les termes « culture » et « captivité » ne sont pas nécessairement limités au confinement. Par souci de cohérence avec la définition d'une sous-population « sauvage » (voir la [section 2.1.4](#) sur les sous-populations gérées), la catégorie EW doit aussi être utilisée si aucune sous-population n'est sauvage. Ainsi, si les seules sous-populations d'un taxon encore en vie ne sont pas confinées mais sont toutefois soumises à des interventions de gestion intensives et gérées à l'échelle des individus, comme indiqué à la [section 2.1.4](#), alors ce taxon doit être classé EW. Cette catégorie peut aussi être appliquée lorsque les taxons végétaux ou fongiques ne sont représentés que par des propagules viables (p. ex. des graines ou des spores) dans des installations de stockage adéquates, si des protocoles efficaces ont été élaborés pour le taxon afin de garantir qu'il existe un potentiel pour que ces propagules se développent afin de produire une progéniture viable et pour entreprendre le rétablissement de l'espèce *in situ*.

## 11.2 Mention « Peut-être éteint » pour des taxons En danger critique

S'il est vrai qu'il convient de se fonder sur des preuves pour classer des taxons dans les catégories « Éteint », cette approche introduit un biais dans l'analyse des extinctions récentes lorsque celle-ci prend en considération uniquement les espèces classées dans les catégories « Éteint » ou « Éteint à l'état sauvage » (lorsque des individus survivent seulement en captivité). Ainsi, le nombre d'extinctions récentes constatées sur la base de la Liste rouge risque d'être sensiblement sous-estimé, même pour des taxons aussi bien connus que les oiseaux. La mention « Peut-être éteint » a donc été établie pour identifier les espèces En danger critique qui, au vu des preuves dont on dispose, sont probablement éteintes mais pour lesquelles il reste une possibilité minime qu'elles existent encore. « Peut-être éteint à l'état sauvage » correspond aux espèces dont on sait qu'elles survivent en captivité. Notez que « Peut-être éteint » et « Peut-être éteint à l'état sauvage » sont des mentions, et **non** des catégories de la Liste rouge.

Les preuves justificatives d'un classement dans la catégorie Éteint comprennent notamment (Butchart *et al.* 2006) :

- pour une espèce dont les dernières observations sont récentes, le déclin est bien documenté ;
- des menaces graves se sont matérialisées et sont connues (par ex., destruction importante des habitats, propagation de prédateurs exotiques envahissants, chasse intensive...) ;

- certains attributs du taxon le prédisposent à l'extinction, par exemple des oiseaux incapables de voler ; ou
- des relevés récents, qui semblent adéquats et appropriés à la détectabilité de l'espèce, ont été effectués mais n'ont pas réussi à la détecter.

Ces preuves doivent être mises en balance avec les considérations suivantes (Butchart *et al.* 2006) :

- les études de terrain récentes sont insuffisantes (les relevés ne sont pas suffisamment intensifs ou étendus, ou n'ont pas été réalisés au moment opportun ; l'aire de répartition de l'espèce est inaccessible, lointaine, peu sûre ou mal connue) ;
- l'espèce est difficile à détecter (elle est cryptique, discrète, nocturne, nomade, silencieuse ou ses vocalisations sont inconnues, son identification est difficile, ou sa densité est faible) ;
- l'espèce a été signalée ou observée récemment au niveau local ; ces observations, bien que non confirmées, ont un certain degré de fiabilité ; et
- des habitats adaptés (exempts de prédateurs introduits et d'agents pathogènes, s'il y a lieu) subsistent à l'intérieur de l'aire de répartition connue de l'espèce, et/ou des allo-espèces ou des congénères survivent peut-être malgré des menaces similaires.

Des considérations similaires s'appliquent au classement d'un taxon dans les catégories « Éteint à l'état sauvage » ou « En danger critique (peut-être éteint à l'état sauvage) ». Ces considérations sont mises en œuvre dans les méthodes de calcul de la probabilité qu'une espèce soit éteinte et de comparaison de cette probabilité avec les seuils recommandés (comme indiqué à la section 11.3). Toutes les évaluations de taxons susceptibles d'être éteints devraient suivre l'approche décrite aux sections 11.3 et 11.4.

La documentation pour chaque taxon évalué comme étant Éteint, Éteint à l'état sauvage, En danger critique (peut-être éteint) et En danger critique (peut-être éteint à l'état sauvage) doit présenter des preuves justifiant explicitement l'application des catégories « Éteint » et la mention « Peut-être éteint ». La documentation doit résumer les éléments de preuve pour et contre l'extinction, décrire les relevés effectués à la recherche de l'espèce et indiquer la date de la dernière observation confirmée et d'autres informations utiles y afférentes. Un modèle de données complété (décrit ci-dessous) peut être utilisé à cette fin.

Le statut de tous les taxons classés selon la mention « Peut-être éteint » doit, de préférence, être réexaminé tous les cinq ans.

Il est parfois difficile de choisir les bons critères pour les espèces classées en CR(PE) ou CR(PEW). Si l'espèce a disparu des sites connus au cours des 10 dernières années ou des trois dernières générations (en retenant la période la plus longue), alors il est préférable de la classer au titre du critère A2. Si la présence de l'espèce est connue dans une seule localité dont la zone d'occurrence (EOO) est inférieure à 100 km<sup>2</sup> ou dont la zone d'occupation (AOO) est inférieure à 10 km<sup>2</sup>, alors il est possible de classer cette espèce dans la catégorie CR B1ab(i,ii,v) ou B2ab(i,ii,v). Néanmoins, il existe de nombreuses espèces dont l'extinction est une possibilité, mais pour lesquelles les déclins ou disparitions ont eu lieu il y a plus de 10 ans ou trois générations (selon la période la plus longue), et pour lesquelles l'EOO et l'AOO sont trop vastes pour un classement dans la catégorie CR, et/ou au moins deux sous-critères pour CR B ne sont pas remplis. Dans de tels cas, l'espèce doit être classée dans la catégorie CR C2a(i), CR C2a(ii), et/ou CR D, selon ce qui semble le plus plausible. Une telle évaluation implique donc des effectifs composés de moins de 250 individus matures (pour C2) ou 50 individus matures (pour D). Même s'il est impossible de savoir si une telle hypothèse est correcte, celle-ci semble raisonnable pour une espèce potentiellement Éteinte.

### 11.3 Classement des taxons en EX ou CR(PE)

L'extinction d'un taxon est souvent difficile à confirmer, mais il y a des coûts associés à une inscription incorrecte (en classant en EX un taxon qui existe encore, ou en omettant de classer en EX un taxon éteint) et des avantages à effectuer une inscription correcte. Cette section décrit une approche visant à rendre ces classements aussi homogènes que possible. Cette approche fait appel à deux modèles (le Modèle basé sur les menaces et le Modèle basé sur les observations et les inventaires) qui calculent la probabilité qu'un taxon soit éteint,  $P(E)$ , et comparent cette probabilité aux seuils qui ont été déterminés à partir d'un cadre coûts/avantages (Akçakaya *et al.* 2017). Les sections suivantes décrivent ces deux modèles, leurs paramètres et les recommandations pour l'interprétation de leurs résultats. Dans ces sections, tout ce qui est indiqué à propos de EX s'applique aussi à EW, et tout ce qui est mentionné à propos de CR(PE) s'applique aussi à CR(PEW).

Pour utiliser les modèles décrits ici, téléchargez le modèle de saisie des données **EX\_data\_FR.xlsx**, le document d'instructions **EX\_instructions\_FR.pdf** et le script R **RecordsSurveysModel.R**, lesquels sont disponibles sur <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/ex-probability>.

Les évaluateurs peuvent utiliser d'autres approches pour estimer  $P(E)$ , à condition que les autres approches intègrent les facteurs et paramètres décrits ci-dessous, concernant les menaces, les observations et les inventaires.

#### 11.3.1 Le Modèle basé sur les menaces

Le Modèle basé sur les menaces (Keith *et al.* 2017) estime la probabilité que le taxon soit éteint,  $P(E)$ , en fonction d'informations qualitatives et (lorsqu'elles sont disponibles) quantitatives sur la gravité, la durée et l'étendue des menaces et leur interaction avec les traits du cycle biologique, déterminant la sensibilité de l'espèce à ces menaces.

Pour utiliser ce modèle, il faut estimer deux probabilités subjectives, à partir des connaissances spécialisées sur les menaces auxquelles l'espèce est confrontée :

1.  $P(local)$ , la probabilité que l'association des menaces affectant l'espèce ait agi pendant une durée suffisante et de manière suffisamment grave pour avoir causé une extinction locale ;
2.  $P(spatial)$ , la probabilité que les menaces se soient produites dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce.

Pour estimer  $P(local)$ , les évaluateurs doivent s'appuyer sur l'historique des effets des menaces sur les populations du taxon cible. Une observation historique pertinente serait, par exemple, que le taxon a disparu d'une zone peu après l'introduction d'un prédateur exotique envahissant. Elle peut aussi s'appuyer sur des exemples où les menaces ont causé l'extinction de taxons écologiquement similaires ou phylogénétiquement apparentés dans une localité particulière. Les déductions concernant les taxons « écologiquement similaires ou apparentés » peuvent se baser sur le cycle biologique (p. ex., la structure du cycle de vie, la dépendance à l'égard des hôtes, la taille corporelle, le régime alimentaire), l'écologie de l'habitat (p. ex., le type de microhabitat, les sites de reproduction) et/ou la phylogénie.

Pour estimer  $P(spatial)$ , les évaluateurs doivent évaluer deux composantes : (i) la probabilité que les menaces (d'une gravité et d'une durée suffisantes pour avoir causé une extinction locale) aient

agi dans toute l'aire de répartition du taxon (c.-à-d. la répartition de l'habitat et/ou des individus, selon le cas) ; et (ii) la certitude avec laquelle les limites de l'aire de répartition sont connues. Les considérations pertinentes pour la première composante incluent la question de savoir si les menaces ont agi selon un phénomène qui a causé l'extinction dans toute l'aire de répartition du taxon. Cela peut être influencé par l'occurrence spatiale de différentes menaces, la dynamique de dispersion, les chemins migratoires et la dynamique des parcelles, ainsi que par les traits du cycle biologique des espèces et les facteurs culturels qui influencent la sensibilité des espèces aux menaces (voir Keith *et al.* 2017 pour une analyse plus approfondie). Les facteurs pertinents à considérer pour la deuxième composante (limites de l'aire de répartition) comprennent l'incertitude taxonomique, la fiabilité des observations et la question de savoir si l'habitat potentiel en dehors de l'aire de répartition confirmée a fait l'objet d'une recherche adéquate. Ces incertitudes sont intégrées dans les estimations de  $P(\textit{spatial})$  en fixant des limites supérieures et inférieures tenant compte des étendues maximales et minimales plausibles de l'aire de répartition du taxon.

Pour  $P(\textit{local})$  et  $P(\textit{spatial})$ , estimez une limite inférieure plausible (minimale), une limite supérieure (maximale) et une valeur médiane (meilleure estimation). Voir le document d'instructions pour un guide général sur l'estimation de ces probabilités.

### 11.3.2 Le Modèle basé sur les observations et les inventaires

Le Modèle basé sur les observations et les inventaires (Thompson *et al.* 2017) est un modèle itératif pour estimer la probabilité que le taxon soit éteint,  $P(E)$ , en fonction d'une série chronologique d'observations du taxon ainsi que le moment, l'exhaustivité et l'adéquation de tout inventaire ciblé, conçu pour détecter le taxon après la dernière observation connue. Une observation est toute preuve que le taxon existait encore au cours d'une année donnée. Les inventaires sont des efforts dédiés ou passifs (opportunistes), mais infructueux, pour localiser le taxon (c.-à-d. qu'ils n'aboutissent pas à une observation). Pour chaque année, saisissez au maximum 1 observation ou 1 inventaire.

Pour chaque observation, estimez  $p(\textit{ci})$ , la probabilité que le taxon soit correctement identifié comme existant encore. Cette probabilité dépend du type et de la qualité des preuves, de la similarité entre l'individu observé et les taxons avec lesquels il pourrait potentiellement être confondu, des circonstances de l'observation, et de la compétence et de l'expérience de l'observateur. Avant d'estimer  $p(\textit{ci})$ , il peut être utile de créer un tableau de probabilités par défaut pour chacun des types communs d'observations disponibles pour le taxon que vous évaluez, ceci à des fins d'homogénéité et à titre indicatif plutôt qu'à titre prescriptif (voir exemple dans le document d'instructions).

Pour ce paramètre, et pour tout autre paramètre décrit dans cette section, estimez une limite inférieure plausible (minimale), une limite supérieure plausible (maximale) et une valeur médiane (meilleure estimation).

Pour chaque inventaire, estimez les trois paramètres suivants :

- (1)  $\epsilon$  (epsilon), la proportion de l'habitat du taxon dans l'ensemble de son aire de répartition probable qui a été inventoriée (ou qui a fait l'objet d'une surveillance passive). S'il y a eu plusieurs inventaires dédiés au cours d'une année dans différentes zones de l'aire de répartition, ne saisissez qu'une seule donnée, en indiquant la proportion totale de l'habitat (du taxon) étudié dans tous les inventaires.

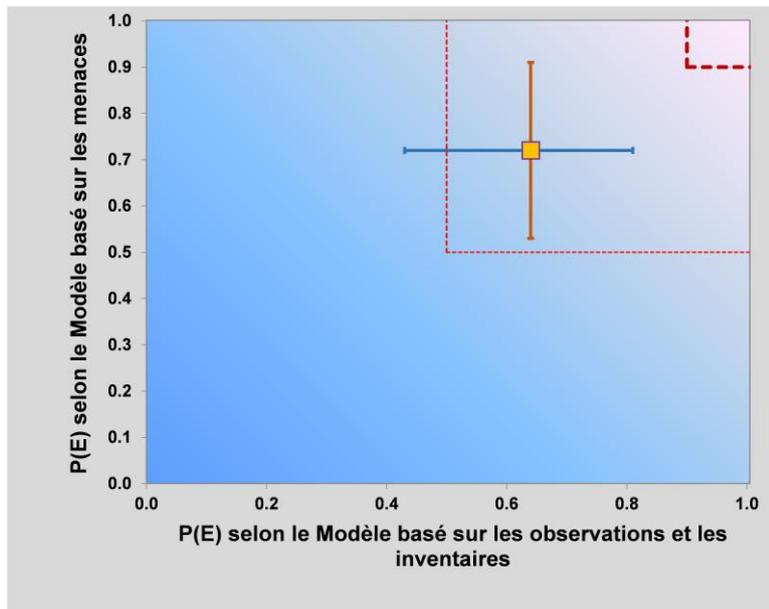
- (2)  $p(r)$ , la probabilité que le taxon, ou une preuve récente de sa présence, ait été observé(e) dans la zone inventoriée s'il était présent. Cela dépend d'éléments de détectabilité, y compris la taille corporelle, le comportement (p. ex. les habitudes de déplacement et d'activité, la timidité, la tendance à rôder, la phénologie, la vocalisation, la socialité), le caractère plus ou moins cryptique, l'abondance locale et l'accessibilité/la facilité de recherche de son habitat et de son microhabitat.
- (3)  $p(i)$ , la probabilité que le taxon, ou une preuve récente de sa présence, ait pu être identifié(e) de manière fiable lors de l'inventaire s'il (ou si elle) avait été observé(e). Cela dépend de la vérifiabilité de l'observation, c'est-à-dire de la probabilité que le taxon observé puisse être distingué d'un taxon similaire (p. ex. un congénère) compte tenu de son caractère distinctif (p. ex. en termes d'apparence, de morphologie, de vocalisations ou de comportement), et de la compétence des observateurs en matière d'identification. Les évaluateurs doivent tenir compte de tous les signes de preuves récentes (p. ex. excréments, traces, nids, coquilles, pelotes de réjection des hiboux, copeaux d'écorce laissés par les pics, etc.) et de toute étape du cycle de vie au moment de l'inventaire ; par exemple, la forme biologique à l'âge adulte peut être très distinctive, mais les stades de vie juvéniles/larvaires/dormants ou à l'état de graine peuvent être extrêmement difficiles à distinguer chez les taxons similaires.

Pour  $p(r)$  et  $p(i)$ , il peut être utile de créer un tableau de probabilités par défaut pour les taxons présentant différentes caractéristiques au sein du groupe taxonomique que vous évaluez (voir exemples dans le document d'instructions).

### 11.3.3 Interprétation des résultats des modèles

Une fois la saisie des données terminée, suivez les instructions des fichiers mentionnés ci-dessus (le modèle de saisie des données, le document d'instructions et le script R). Les résultats des deux modèles seront présentés sous forme de graphique, comme celui de la Figure 11.1, indiquant la valeur  $P(E)$  estimée par les deux modèles (matérialisée par un carré), les limites des estimations (barres d'erreur) et les lignes indiquant les seuils de  $P(E)$  pour considérer une espèce CR(PE) ou EX (lignes pointillées rouges). Les seuils suivants sont recommandés :

CR(PE), si  $P(E) \geq 0,5$  et  $< 0,9$   
 EX, si  $P(E) \geq 0,9$



**Figure 11.1.** Représentation graphique de  $P(E)$ , la probabilité que l'espèce soit éteinte, selon les deux modèles. Le carré indique les meilleures estimations et les barres d'erreur représentent les limites d'incertitude, selon le Modèle basé sur les menaces (axe des ordonnées) et le Modèle basé sur les observations et les inventaires (axe des abscisses). Les fines lignes pointillées rouges indiquent les seuils de  $P(E)$  pour classer une espèce en CR(PE), et les lignes pointillées rouges plus épaisses représentent les seuils pour un classement en EX.

Les seuils recommandés sont basés sur des considérations liées aux coûts d'un mauvais choix et aux avantages d'un choix correct, et sur le fait que les coûts ne sont pas les mêmes pour les différents types d'erreurs (p. ex. en classant en EX une espèce qui existe encore ou en omettant de classer en EX une espèce éteinte). Akçakaya *et al.* (2017) examine ces considérations de manière détaillée. En outre, ces seuils ont été testés pour les oiseaux (Butchart *et al.* 2018) et pour un petit nombre d'amphibiens et d'invertébrés.

Néanmoins, les seuils recommandés doivent être considérés comme des lignes directrices, plutôt que comme des règles. Par exemple, d'après Butchart *et al.* (2018) donnent des exemples d'espèces pour lesquelles ils estiment que la probabilité d'extinction a été sous-estimée par ces méthodes. L'une des raisons pour lesquelles cela pourrait se produire est que les observations ne sont peut-être pas indépendantes comme le suppose le Modèle basé sur les observations et les inventaires. Un mécanisme possible de dépendance entre les observations pourrait être que, si une observation est connue publiquement, cela peut biaiser l'avis des observateurs moins expérimentés, ou augmenter leur probabilité d'affirmer une observation.

Lors de l'interprétation des résultats en vue d'un éventuel classement de l'espèce en CR(PE) ou EX, les résultats des deux modèles, ainsi que les incertitudes des résultats doivent être pris en compte. Par exemple, si les deux méthodes donnent des estimations de  $P(E)$  avec des limites inférieures dépassant 0,9, il y a de fortes raisons de penser que l'espèce devrait être classée en EX. Inversement, si les deux méthodes donnent des estimations de  $P(E)$  avec des limites supérieures en dessous de 0,5, alors il y a de fortes raisons de penser que l'espèce doit être considérée comme existant encore.

Lorsque les deux méthodes donnent des résultats sensiblement différents, mais présentent un degré d'incertitude similaire, nous recommandons de fonder la décision sur la méthode qui produit la valeur la *plus faible* pour  $P(E)$ . En d'autres termes, le classement en EX, par exemple, exige que les *deux* méthodes conduisent à une valeur  $P(E) > 0,9$ . Cela correspond à la « Méthode 1 » de Butchart *et al.* (2018 ; voir Figure 1).

Si les deux modèles présentent des degrés d'incertitude sensiblement différents, les évaluateurs peuvent envisager de donner plus de poids au modèle dont les limites d'incertitude sont les plus

étroites. Cette considération peut être guidée par le calcul d'une moyenne pondérée des deux estimations  $P(E)$ , où les pondérations sont la réciproque ou le complément de la « fourchette » d'incertitude (c.-à-d.  $1/\text{fourchette}$  ou  $1-\text{fourchette}$ , où la *fourchette* est  $P(E)_{\max}-P(E)_{\min}$  ; voir la feuille « Résultats » du fichier Excel).

La feuille de calcul des estimations (données saisies) et les probabilités d'extinction (données générées) calculées à l'aide de ces méthodes doivent être documentées et référencées (si elles sont publiées) ou soumises (en tant que documents supplémentaires) dans le cadre des évaluations de la Liste rouge pour les taxons concernés.

#### 11.4 Calcul du nombre d'espèces éteintes et des taux d'extinction

Les analyses qui calculent le nombre d'espèces éteintes (au niveau mondial, dans une région ou dans un groupe taxonomique) ou les taux d'extinction (proportion d'espèces éteintes) doivent tenir compte des estimations de la valeur  $P(E)$ , la probabilité qu'une espèce soit éteinte. Si  $P(E)$  peut être estimée pour toutes les espèces, le nombre d'espèces éteintes doit être estimé comme étant la somme de ces probabilités – plutôt qu'en faisant simplement la somme des nombres d'espèces classées en EX ou CR(PE) – de sorte que le nombre estimé d'espèces éteintes est indépendant des seuils de  $P(E)$  pour EX et CR(PE). Voir Akçakaya *et al.* (2017, Tableau 3) pour une démonstration de ce calcul.

Si  $P(E)$  n'est pas calculée pour certaines espèces classées en EX ou CR(PE), le calcul ci-dessus doit être effectué en établissant une pondération pour chacune de ces espèces et en additionnant ces pondérations. Les pondérations doivent être la moyenne de  $P(E)$  pour les espèces du même groupe taxonomique ayant le même classement et pour lesquelles  $P(E)$  a été calculée. S'il n'y a pas (ou s'il n'y a que très peu) d'espèces dans le groupe pour lequel  $P(E)$  a été calculée, alors les pondérations doivent être 0,95 pour les espèces classées en EX et 0,70 pour les espèces classées en CR(PE). Ces pondérations sont basées sur le point médian de la fourchette de  $P(E)$  pour chaque catégorie en fonction des seuils recommandés (voir ci-dessus).

## 12. Lignes directrices relatives aux menaces

Comme indiqué dans un chapitre précédent (2.3), les critères visent à détecter des symptômes d'une situation de danger plutôt que des causes (voir aussi Mace *et al.* 2008). Par conséquent, ils sont applicables à toute menace ayant pour effet des symptômes tels que le déclin de la population, des effectifs réduits et des répartitions géographiques réduites. Un taxon peut être classé comme menacé même s'il n'est pas possible d'identifier des phénomènes menaçants. Indépendamment de la nature des menaces, les évaluations doivent suivre le document UICN (200, 2012b) et les présentes lignes directrices, afin d'assurer une application valide des critères. Néanmoins, lorsqu'il s'agit de certaines menaces, notamment des situations nouvelles ou des processus mal connus comme le changement climatique, l'application des définitions et des critères peut nécessiter des indications plus approfondies.

Le présent chapitre porte sur ces indications spécifiques. Cette version est axée sur le changement climatique mondial ; des versions futures porteront sur l'interprétation des critères afin d'évaluer des taxons touchés par d'autres menaces. Il est important de noter que les indications de ce chapitre n'excluent ni ne remplacent celles des chapitres précédents.

Pour les évaluations de la Liste rouge, le dossier doit comprendre entre autres la liste des principales menaces, comme indiqué dans UICN (2001, 2012b, Annexe 3), à l'aide d'une classification normalisée disponible sur le site <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/classification-schemes>. Les orientations comprises dans le présent chapitre ne portent pas sur ce travail ; il s'agit ici de l'application des Catégories et Critères de la Liste rouge.

## 12.1 Le changement climatique

Des inquiétudes ont été exprimées quant à la pertinence des critères de la Liste rouge pour l'évaluation des espèces menacées par le changement climatique. En effet, de nombreuses espèces qui, selon les prévisions, devraient subir à l'avenir une réduction importante de leur aire de répartition ont des durées générationnelles courtes. Par conséquent, les inquiétudes exprimées portent sur le fait que les durées d'évaluation sont trop courtes pour que les réductions d'effectifs déduites déclenchent les critères pertinents dans le cadre de la Liste rouge de l'UICN, puisque ces derniers étudient les déclin sur une période de trois générations (voir [section 12.1.1](#)). Toutefois, des études récentes ont indiqué que les Critères de la Liste rouge de l'UICN peuvent identifier les espèces vulnérables au risque d'extinction attribuable au changement climatique. Dans une étude concernant des reptiles et amphibiens d'Amérique du Nord, Pearson *et al.* (2014) ont indiqué que le risque d'extinction attribuable au changement climatique peut être prévu à l'aide des informations disponibles aujourd'hui, comme la superficie actuellement occupée et les effectifs, et une grande partie de ces données sont utilisées par les critères de la Liste rouge de l'UICN.

Stanton *et al.* (2015) ont défini que le « délai d'avertissement » était la durée s'écoulant entre le moment où une espèce est pour la première fois identifiée comme menacée et le moment où elle s'éteint, en supposant aucune action de conservation. En utilisant les mêmes espèces et prévisions climatiques que Pearson *et al.* (2014), ils ont indiqué que les critères de la Liste rouge de l'UICN pouvaient identifier les espèces qui s'éteindraient à cause du changement climatique sans action de conservation, et ceci avec un délai d'avertissement correspondant à des décennies. Dans une étude indépendante, Keith *et al.* (2014) ont tiré les mêmes conclusions pour un amphibien australien à vie courte. Même si ces études montrent que les critères de la Liste rouge de l'UICN permettent d'identifier les espèces vulnérables au risque d'extinction due au changement climatique, elles indiquent aussi que les délais d'avertissement peuvent être courts lorsque l'on dispose de peu d'informations et si les actions de conservation ne démarrent qu'une fois l'espèce inscrite dans la catégorie de menace la plus élevée (En danger critique) de la Liste rouge de l'UICN. Par conséquent, il est nécessaire de développer des indications plus approfondies pour l'utilisation du système de la Liste rouge de l'UICN, en particulier lorsque l'on dispose de peu d'informations, et pour permettre d'apporter des réponses politiques rapides afin d'exploiter le délai d'avertissement maximum disponible pour les espèces en voie d'extinction à cause du changement climatique. Les futures recherches permettront de mieux comprendre les impacts du changement climatique sur les espèces, et leurs résultats seront donc utilisés pour améliorer les présentes lignes directrices. Les paragraphes suivants fournissent des indications sur un certain nombre de questions pertinentes, à partir de recherches disponibles en 2015.

### 12.1.1 Horizon temporel

L'horizon temporel des évaluations représente un élément important pour l'application des critères aux espèces touchées par le changement climatique.

Les horizons temporels utilisés pour les critères ont plusieurs finalités. Premièrement, la durée générationnelle est employée comme un substitut des taux de renouvellement à l'intérieur des populations et comme un facteur biologiquement pertinent de mise à l'échelle qui corrige la

variation des taux auxquels différentes espèces survivent et se reproduisent. Deuxièmement, l'horizon temporel minimal est fixé à 10 ans car il est difficile de mesurer le changement sur des périodes plus courtes et cela ne refléterait pas l'échelle temporelle des interventions humaines. Troisièmement, l'horizon temporel maximal est fixé à 100 ans vers l'avenir, en raison des incertitudes de projection des effectifs à un avenir très lointain (Mace *et al.* 2008).

Les prévisions indiquent que le changement climatique se poursuivra à l'échelle de la planète pendant plusieurs siècles (GIEC 2013, chapitre 12). Les effets sur les systèmes biologiques se poursuivront sans aucun doute pendant longtemps. Par conséquent, pour beaucoup d'espèces, en particulier celles à brève durée de vie, les évaluations de la Liste rouge sont fondées sur des horizons temporels beaucoup plus courts que les longues périodes attribuées au changement climatique et à l'évolution de ses effets sur les espèces. Cette caractéristique ne met pas en soi le changement climatique dans une catégorie à part : d'autres menaces, comme la destruction des habitats, peuvent aussi se poursuivre pendant une longue période.

Cependant, on pense que la nature des modifications des systèmes biologiques causées par le changement climatique est différente des modifications causées par d'autres menaces. Ainsi, Thuiller *et al.* (2005) estiment que « l'échelle temporelle admise pour le classement des espèces dans les différentes catégories de la Liste rouge n'est pas adaptée à l'évaluation des effets de menaces à action lente mais persistantes » et considèrent que les impacts prévus du changement climatique sont d'une nature plus déterministe que d'autres menaces. En outre, une partie des effets du changement climatique est irréversible (déjà engagée) en raison du décalage entre les émissions de gaz à effet de serre et le changement climatique (et les changements biologiques qui en découlent).

Des événements stochastiques (incendies catastrophiques, phénomènes liés à El Niño, etc.) contribuant à la variabilité et, en conséquence, au risque d'extinction des populations, opèrent sans conteste à des échelles temporelles différentes de celle du changement climatique. Cependant, il existe d'autres processus qui sont aussi persistants et agissent lentement. En effet, les menaces telles que la destruction et la fragmentation des habitats sont-elles moins persistantes ou moins incertaines que le changement climatique ? Le changement climatique est peut-être effectivement persistant, mais les prévisions s'y rapportant sont aussi très incertaines. Le GIEC (2013), par exemple, ne va pas au-delà de 2100 pour la plupart de ses prévisions, car les modèles climatiques généraux donnent des résultats très divergents pour la fin du 21<sup>e</sup> siècle.

Les critères tiennent compte du fait que certaines menaces peuvent être irréversibles (comme il est explicitement noté pour le critère A). Ainsi, dans un grand nombre de cas, la destruction des habitats causée par l'expansion urbaine n'est pas réversible. Un certain nombre de menaces peuvent présenter des décalages temporels similaires à ceux du changement climatique. Les populations humaines, par exemple, ont une dynamique, et par conséquent il y a souvent un décalage entre un changement dans le taux de croissance des populations humaines et l'évolution des pressions anthropiques qui en découlent pour les systèmes naturels.

En conséquence, l'évaluation d'espèces ayant des durées générationnelles brèves n'est pas essentiellement différente pour ce qui concerne le changement climatique et d'autres menaces. Même si les espèces à durée de vie brève ne sont pas inscrites initialement au titre du critère A, si elles sont touchées par le changement climatique elles seront inscrites (probablement au titre des critères B ou C) à mesure que leurs populations et leurs aires de répartition changent du fait du changement climatique. Elles peuvent aussi être inscrites au titre du critère E (voir ci-dessous).

En résumé, un grand nombre de questions liées aux horizons temporels ne sont pas spécifiques au changement climatique. Il se peut que des versions futures de ce document comprennent d'autres orientations à ce sujet, mais, pour l'instant, les horizons temporels de chacun des critères doivent continuer à s'appliquer tels qu'ils sont définis actuellement, indépendamment de la nature de la menace, y compris le changement climatique global.

### 12.1.2 Suggestion d'étapes pour l'application des critères dans le cadre du changement climatique

L'application des critères aux espèces touchées par le changement climatique pose un certain nombre de difficultés, ce qui a entraîné des cas de mauvaise application des critères. Une erreur courante consiste à modifier arbitrairement les seuils ou les horizons temporels spécifiés dans les critères de l'UICN (voir Akçakaya *et al.*, 2006 pour obtenir des précisions et des exemples). Une caractéristique importante de la Liste rouge est le fait que les catégories de menaces sont comparables entre les groupes taxonomiques. Pour que cette norme importante puisse être maintenue, il est essentiel de ne pas changer les seuils et les périodes utilisés dans les critères (voir [section 12.1.1](#)).

Afin d'évaluer les espèces susceptibles d'être touchées par le changement climatique, les étapes suivantes sont recommandées ([Figure 12.1](#)), dans la mesure où les données et informations disponibles concernant l'espèce le permettent.

1. Les évaluateurs sont invités à soumettre systématiquement leur réflexion aux mécanismes potentiels de l'impact du changement climatique sur l'espèce (voir [section 12.1.3](#) ci-dessous). L'identification des mécanismes probables d'impact facilitera la définition des variables clés utilisées pour les évaluations au titre de la Liste rouge dans le cadre du changement climatique. Ce processus de diagnostic peut être facilité par le développement de modèles schématisés.
2. Il est conseillé aux évaluateurs d'identifier et d'estimer ou de déduire les valeurs de tous les paramètres pertinents, parmi les critères de la Liste rouge, pour les mécanismes identifiés à l'Étape 1 concernant l'évolution du taxon dans le cadre du changement climatique. Ces paramètres comprennent « la répartition très restreinte » et « la plausibilité et le caractère immédiat de la menace » ([section 12.1.4](#)), « le nombre de localités » ([12.1.5](#)), « la fragmentation grave » ([12.1.6](#)), « les fluctuations extrêmes » ([12.1.7](#)), « le déclin continu » ([12.1.8](#)) et « les réductions des effectifs » ([12.1.8](#)). Les déductions concernant ces variables peuvent conduire à un classement au titre des critères A, B, D2 ou C2 ([Figure 12.1](#)).
3. Afin d'intégrer les futurs impacts du changement climatique sur les espèces plus explicitement, les évaluateurs sont invités à faire des déductions sur l'ampleur de toute future réduction des effectifs (critères A3 et A4) et sur la probabilité d'un déclin continu (critères B et C2) du fait du changement climatique (voir [section 12.1.8](#)). De telles déductions peuvent être facilitées par le développement de modèles portant sur (a) les habitats bioclimatiques ou (b) la dynamique des populations (voir sections [12.1.9](#), [12.1.10](#) et [12.1.12](#)). L'identification des mécanismes probables d'impact facilitera aussi le développement de tels modèles. Les résultats obtenus grâce à ces modèles pourront conduire à des classements au titre des critères A, C1 ou E ([Figure 12.1](#)).
4. Enfin, les résultats des modèles bioclimatiques peuvent être utilisés pour déterminer la structure spatiale des modèles de population stochastiques, qui sont ensuite utilisés pour estimer la probabilité d'extinction dans le cadre d'une évaluation au titre de critère E (voir

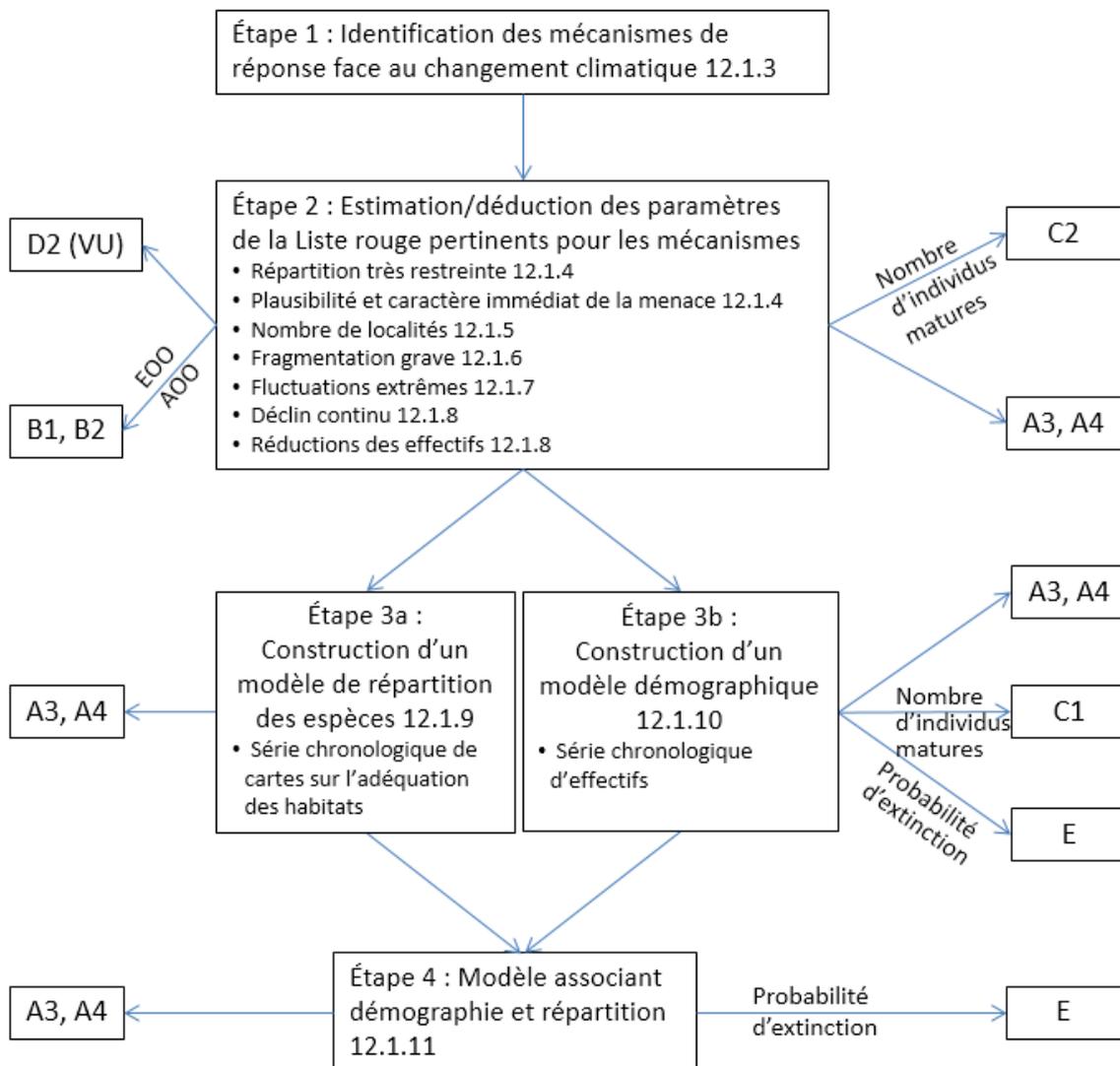
précisions à la [section 12.1.11](#)). Ceci permet aux évaluateurs d'intégrer explicitement les effets des futures modifications et fragmentations des habitats, les hausses à venir en termes de variabilité climatique (et donc de fluctuations extrêmes), ainsi que les obstacles et les limites à la dispersion. Les résultats obtenus grâce à ces modèles pourront conduire à des classements au titre des critères A ou E ([Figure 12.1](#)). Toutefois, cette approche requiert un nombre considérable d'informations démographiques qui peuvent ne pas être disponibles pour la plupart des espèces.

Il est conseillé aux évaluateurs de procéder aux Étapes 1 et 2, puis de suivre autant d'étapes que possible parmi les étapes restantes en fonction des données et de l'expertise disponibles. Dans les sections suivantes, nous abordons les mécanismes d'impact du changement climatique, l'application des différents critères et définitions, et l'utilisation des différents types de modèles pour estimer les réductions des effectifs et les déclin continus. Des critères spécifiques sont mentionnés ici, mais cela ne veut pas dire que ce sont les seuls critères applicables. À l'instar de n'importe quelle autre menace, le taxon doit être évalué par rapport à tous les critères dans la mesure où les données disponibles le permettent.

### 12.1.3 Mécanismes

Le changement climatique peut affecter les populations par l'intermédiaire de nombreux mécanismes. Ainsi, il est intéressant de réfléchir à la manière dont ces mécanismes se produiront pour des taxons donnés, afin de préciser les paramètres et les critères pertinents pour une évaluation au titre de la Liste rouge. Les paramètres pertinents pour les évaluations dans le cadre du changement climatique comprennent « la répartition très restreinte », « la plausibilité et le caractère immédiat de la menace », « le nombre de localités », « la fragmentation grave », « les fluctuations extrêmes », « le déclin continu » et « les réductions des effectifs ». Les critères pertinents pour les futurs effets du changement climatique sont notamment les critères A3, A4, B1, B2, C1, C2, D2 (VU) et E ([Figure 12.1](#)).

Les effets du changement climatique sur les taxons sont analysés quantitativement en fonction de deux principaux groupes de symptômes : les modifications affectant la répartition du taxon et les modifications concernant la démographie du taxon, entrant ensuite dans la composition des modèles de population. Même si les modifications affectant l'aire de répartition ont été les symptômes les plus étudiés concernant le déclin d'espèces du fait du changement climatique (Pearson *et al.* 2002), les modifications démographiques peuvent aussi conduire à des réductions en termes d'abondance de la population, même lorsqu'une hausse de la répartition des espèces est prévue dans le cadre du changement climatique. Ceci s'explique par le fait que les naissances, les décès, l'émigration et l'immigration déterminent la dynamique des populations, et ces facteurs démographiques ne sont pas nécessairement liés directement à l'habitat et à la superficie de l'aire de répartition (Thuiller *et al.* 2014). Les facteurs démographiques susceptibles d'être affectés par le changement climatique sont notamment les taux démographiques (par ex. survie, croissance, fécondité et dispersion), les interactions entre espèces, la phénologie, les réponses des populations face aux perturbations, ainsi que les dépôts et la production de tissus et structures calcaires (par ex. chez les coraux) (Foden *et al.* 2013). Ainsi, lorsque l'on étudie les réductions des effectifs du fait du changement climatique, il est important de considérer les principaux mécanismes en raison desquels ceci est susceptible de se produire ; en effet, cela mettra en évidence les critères les mieux adaptés pour une évaluation dans le cadre de cette menace.



**Figure 12.1.** Protocole pour l'évaluation des risques d'extinction dans le cadre du changement climatique, à l'aide des Critères de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN (UICN 2001). Les lettres et numéros figurant dans les encadrés latéraux font référence aux critères correspondants au sein de la Liste rouge. Les numéros figurant dans les encadrés centraux font référence aux sections correspondantes au sein des présentes Lignes directrices. Toute évaluation doit aborder l'ensemble des menaces plausibles (pas uniquement le changement climatique) ainsi que l'admissibilité pour une inscription au titre des critères A1, A2 et D1 (non indiqués ici).

Les modifications de l'habitat peuvent survenir dans le cadre du changement climatique car le climat est un indicateur prédictif de l'adéquation de l'habitat pour de nombreux taxons. Les modifications au niveau des précipitations et des températures selon le lieu peuvent déplacer, fragmenter, contracter ou accroître l'aire de répartition d'une espèce, conduisant à une variation de la zone d'occurrence (EOO) et de la zone d'occupation (AOO) et du degré de fragmentation. La capacité d'une population à suivre le déplacement ou l'accroissement d'un habitat adéquat dépendra de ses capacités de dispersion (Foden *et al.* 2013). Toutefois, les modifications des variables climatiques peuvent aussi exposer les organismes à des conditions sortant de leurs limites de tolérance physique, ce qui se traduit par une baisse des taux de survie et de fécondité, conduisant à une réduction des effectifs (Deutsch *et al.* 2008). Dans le cas des coraux, l'augmentation de la température des océans ou la modification du pH peut réduire ou empêcher le développement des tissus calcaires, faisant ainsi reculer les taux de survie et de croissance. Une augmentation des températures peut modifier les rapports prédateur/proie ou bien la chaîne

alimentaire, en altérant le comportement des organismes comme les déplacements ou les heures d'exposition, avec des ramifications potentielles à la fois chez le prédateur et la proie, ou le consommateur et la ressource (Gilman *et al.* 2010). La phénologie, ou chronologie des processus du cycle de vie, peut se modifier sous l'effet du changement climatique, de telle manière qu'une inadéquation peut survenir entre, par exemple, le calendrier de la floraison et la présence des pollinisateurs (Memmott *et al.*, 2007). En outre, les changements d'intensité et de fréquence des événements environnementaux, tels que les incendies, les sécheresses ou les inondations, peuvent réduire les populations qui ont évolué sous un régime différent (Dale *et al.* 2001). Par exemple, les plantes d'ensemencement dépendant obligatoirement des banques de graines, pour la régénération des graines après un incendie, connaîtront une réduction des effectifs si la fréquence des incendies augmente, car moins de graines s'ajouteront aux banques de graines entre les incendies successifs.

#### 12.1.4 Répartition très restreinte et plausibilité et caractère immédiat de la menace (VU D2)

Les taxons ayant une répartition très restreinte et devenant sensibles, dans le cadre du changement climatique, à une menace plausible et susceptible de voir sa population entière relever rapidement de la catégorie En danger critique voire Éteinte à l'état sauvage, seront admissibles pour figurer dans la catégorie Vulnérable au titre de critère D2. Toutefois, le classement au titre du critère D2 est admissible uniquement si les effets du changement climatique sont tels que le taxon est susceptible de se trouver, dans un laps de temps très court, En danger critique ou Éteint une fois que les effets de la menace deviennent apparents.

L'application de ce critère nécessite uniquement de connaître la répartition de l'espèce et de bien comprendre la gravité et le caractère immédiat des impacts d'une menace plausible. Par exemple, un organisme terrestre sessile qui est sensible au sel serait admissible à la catégorie VU D2 si sa répartition est très restreinte dans une localité côtière qui, selon les prévisions, sera davantage exposée à l'eau de mer ou aux embruns salés, du fait d'une élévation prévue du niveau de la mer et/ou d'une fréquence accrue des tempêtes côtières. Plusieurs exemples détaillés sont présentés ci-dessous.

Exemple 1. Une espèce qui ne remplit pas à l'heure actuelle les seuils d'AOO et EOO du critère B peut être classée en VU D2 si les modèles bioclimatiques (voir [section 12.1.12](#)) prévoient qu'une réduction de l'aire de répartition pourrait correspondre à une réduction des effectifs de 80 % ou plus (et d'autres informations indiquent un petit nombre de localités ; voir ci-dessus). Dans ce cas, le début du déclin n'est pas forcément proche, mais le déclin est plausible et, une fois commencé, il devrait entraîner très rapidement une réduction des effectifs (c.-à-d. en une ou deux générations ou 10 ans), ce qui classera l'espèce en CR A3c ; donc à l'heure actuelle elle remplit les conditions pour VU D2.

Exemple 2. Une espèce de corail a une zone d'occupation restreinte (moins de 20 km<sup>2</sup>) mais ne remplit pas les critères de classement pour le critère B. Les modèles du changement climatique prévoient un réchauffement de la température de la mer supérieur aux variations saisonnières typiques, pour l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. Ce réchauffement devrait provoquer un tel blanchiment du corail que la zone d'occupation sera ramenée à moins de 10 km<sup>2</sup> dans les 10 années suivant le début du blanchiment. La date du réchauffement ou celle de début du blanchiment restent très incertaines, mais selon toute vraisemblance cela aura bien lieu. Une fois que le blanchiment aura commencé, l'espèce remplira dans de brefs délais les critères pour CR B2ab ; donc à l'heure actuelle elle remplit les conditions pour VU D2.

Exemple 3. Un petit mammifère ayant une zone d'occupation  $> 500 \text{ km}^2$  est présent dans une localité unique (voir exemple de l'Espèce 3 à la [section 12.1.5](#)) où il dépend de la couche neigeuse (pour l'isolement et pour éviter les prédateurs en hiver). Le changement climatique devrait accroître la probabilité d'une succession de plusieurs années sans couche neigeuse ou avec une couche très réduite. Si c'est le cas, l'espèce devrait décliner de 80 % ou plus en 1–2 générations, en raison de la mortalité due à l'exposition et à la prédation. Même si des années sans couche neigeuse représentent un processus stochastique qui n'est pas prévisible avec exactitude, les modèles climatiques indiquent dans ce cas précis qu'il s'agit d'un événement plausible. L'espèce remplit donc les critères pour VU D2 parce que cet événement plausible, une fois qu'il se sera produit, classera l'espèce en CR.

Exemple 4. La zone d'occupation d'une espèce est  $< 20 \text{ km}^2$ , mais elle ne décline pas, n'est pas confrontée à de menaces spécifiques et ne subit pas de fluctuations extrêmes. Selon les estimations, le changement climatique à venir portera atteinte à l'espèce, mais ces effets devraient causer un déclin graduel et lent, qui ne remplirait pas les critères pour CR ni ne causerait l'extinction en l'espace de trois générations. Par conséquent, cette espèce ne remplit pas les critères pour être classée en VU D2.

Exemple 5. Une espèce de poisson est connue pour être présente dans un seul archipel océanique, à une profondeur allant de 1 à 30 m. Elle vit dans de petites cavités sur des pentes et des parois de récifs rocheux. Dans cette région, des déclins localisés, y compris la disparition complète d'au moins une autre espèce de poisson endémique, se sont produits après d'importants épisodes d'oscillation australe combinée à El Niño (ENSO), lorsque les eaux peu profondes deviennent trop chaudes et pauvres en nutriments pendant de longues périodes. La fréquence et la durée des épisodes ENSO dans la région semblent augmenter. Compte tenu de la répartition restreinte de l'espèce et son habitat spécialisé en eaux peu profondes, les modifications de l'environnement océanographique, notamment en lien avec de futurs épisodes ENSO, peuvent entraîner l'extinction de l'espèce dans un bref délai (comme cela a été le cas pour une espèce similaire). Par conséquent, l'espèce remplit les critères pour VU D2.

#### *12.1.5 Définition de « Localité » par rapport au changement climatique (critères B1, B2, D2)*

L'utilisation du nombre de localités pour les évaluations au titre de la Liste rouge nécessite l'identification des menaces probables les plus graves (voir [section 12.1.3](#)). Dans certains cas, la menace probable la plus grave sera le changement climatique, mais il peut être erroné de supposer que l'espèce menacée par le changement climatique n'occupe qu'une seule localité. En général, il n'est pas possible de définir le changement climatique comme menace principale (aux fins de la définition des localités) sans connaître au moins en partie comment devraient jouer les effets du changement climatique à travers des menaces directes ou des causes immédiates. En effet, pour la plupart des espèces vulnérables au changement climatique, la menace directe n'est pas le changement climatique en lui-même (par ex. le réchauffement de la température ou les modifications pluviométriques). On estime que le changement climatique touchera les espèces par l'intermédiaire d'une grande variété de menaces ou de causes immédiates, notamment des modifications de la fréquence des incendies, de l'hydrologie, des interactions entre les espèces, des maladies... Tous ces facteurs ont des incidences sur le taux de survie des espèces. Ces causes immédiates peuvent être déduites des connaissances sur l'écologie des espèces et des changements prévus dans les variables climatiques pertinentes. Par conséquent, même si la cause ultime du danger est le changement climatique, les localités occupées par une espèce doivent être définies et comptées en termes des menaces directes. Il convient d'utiliser le changement climatique pour définir le nombre de localités seulement dans les cas où il représente la menace directe (par ex.

lorsque les taux de survie sont réduits par le stress thermique ou lorsque l'habitat adapté est réduit en raison de changements de la température et de la pluviométrie).

Dans certains cas, le changement climatique menace des parties distinctes de l'aire de répartition d'une espèce par le biais de différentes causes immédiates, ou il ne touche pas du tout certaines parties (par ex. une partie de l'aire de répartition peut s'étendre). Dans ce genre de cas, il convient d'utiliser les menaces probables les plus graves pour définir des localités dans les différentes parties de l'aire de répartition de l'espèce, comme indiqué à la [section 4.11](#) (options *a* à *d*).

Exemples d'estimation du nombre de localités pour des espèces vulnérables au changement climatique :

L'espèce 1 est limitée à une seule zone climatique touchée par des tempêtes violentes qui entraînent des épisodes de forte mortalité. Selon les prévisions, la fréquence des tempêtes violentes dans la région devrait augmenter d'au moins 20 % dans les 100 prochaines années. Une seule tempête violente ne portera probablement pas atteinte à l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, mais deux tempêtes violentes peuvent toucher cet ensemble. L'estimation correcte considère que l'espèce est présente dans deux localités sur la base de tempêtes violentes comme menace immédiate (le nombre minimal de tempêtes indépendantes susceptibles de porter atteinte à l'intégralité de son aire de répartition). Il serait incorrect d'interpréter que l'espèce occupe une seule localité sur la base de l'unique zone climatique occupée, où la fréquence des tempêtes violentes devrait augmenter selon les prévisions.

L'espèce 2 est limitée à trois zones humides côtières d'eau douce menacées par l'intrusion d'eau salée liée à l'élévation du niveau de la mer. Deux des zones humides se trouvent dans la même plaine d'inondation, l'une à très faible altitude, 0,5 m au-dessus du niveau de la mer, et l'autre dans un site plus élevé à 5 m au-dessus du niveau de la mer. La troisième se trouve également à 5 m au-dessus du niveau de la mer, mais dans une autre région à forte ampleur intertidale. Selon les prévisions, le niveau de la mer devrait s'élever de 1 mètre d'ici 2100. La zone humide basse sera touchée sans aucun doute par l'élévation du niveau de la mer. La zone humide proche mais perchée ne sera très probablement pas touchée. La troisième pourrait être touchée par l'intrusion d'eau salée lors des grandes marées de printemps selon les prévisions climatiques pour l'avenir, mais c'est incertain. L'intrusion d'eau salée est la menace probable la plus grave pour le premier site (le plus bas) et le troisième site (distant) à forte ampleur intertidale. Ces deux sites peuvent être interprétés comme une localité unique s'ils sont tous les deux menacés par la même élévation du niveau de la mer dans la région. En revanche, si l'élévation du niveau de la mer peut produire des résultats différents sur chacun de ces deux sites, ils peuvent être interprétés comme deux localités distinctes. Par exemple, le même degré d'élévation du niveau de la mer peut inonder la première zone humide mais n'affecter que sporadiquement la troisième, produisant ainsi des effets différents dans chacun des sites (perte totale de l'habitat pour l'un et réduction temporaire des effectifs dans l'autre). Si l'indépendance de ces résultats sur les deux sites est incertaine, il convient de retenir une estimation limitée de [1-2] localités (voir [section 3](#)). Il est très peu probable que la deuxième zone humide soit touchée par l'élévation du niveau de la mer ; en conséquence, la menace la plus plausible dans ce cas n'est pas l'élévation du niveau de la mer. Si ce site est soumis à d'autres menaces, la menace plausible la plus grave déterminera le nombre de localités représentées sur ce site. Ainsi, si l'ensemble de la zone humide est menacée par des eaux de ruissellement polluées, elle doit être considérée comme une seule localité et le nombre total de localités pour l'espèce est [2-3]. Si, en revanche, la deuxième zone humide n'est pas menacée, le nombre de sous-populations de ce site peut être utilisé comme valeur de remplacement, ou le

nombre de localités n'est peut-être pas applicable à l'évaluation de l'espèce (c.à.d. on ne peut pas remplir les sous-critères relatifs au nombre de localités, voir [section 4.11](#)).

L'espèce 3 est limitée aux altitudes les plus élevées de deux chaînes de montagnes séparées par une plaine de 100 km. L'hiver, les deux chaînes de montagnes présentent une couche neigeuse au-dessus d'un même seuil d'altitude (1 800 m au-dessus du niveau de la mer), mais les sommets de leurs montagnes ne se trouvent pas à la même altitude. La neige saisonnière a une incidence sur la réussite de la reproduction par le biais de l'isolement pendant les hivers froids. L'étendue de la couche de neige devrait diminuer de façon stochastique pendant les 30 années à venir. La menace plausible la plus grave est le risque d'une année sans couche neigeuse ou avec une couche extrêmement réduite, ce qui causerait un épisode de très forte mortalité parmi les effectifs de l'espèce. La probabilité qu'un tel phénomène survienne la même année dans les deux chaînes de montagnes est de près de 30 %, sur la base de la corrélation de la couche neigeuse minimale lors des années précédentes. Malgré leur séparation géographique, les deux chaînes de montagne sont interprétées comme une seule localité pour l'espèce parce qu'elles peuvent être touchées par le même épisode, à savoir une faible couche neigeuse.

#### 12.1.6 Fragmentation grave (critères B1, B2, et C2)

Si un taxon n'est pas gravement fragmenté à l'heure actuelle (voir [section 4.8](#)), cela ne peut pas être utilisé pour répondre aux sous-critères de fragmentation grave (par ex. B1a), même s'il existe des preuves permettant de déduire que cela pourrait être le cas dans des conditions climatiques futures. La fragmentation future prévue peut toutefois servir à déduire un déclin continu, pourvu qu'un certain nombre de conditions soient remplies. Le déclin continu est un déclin récent, actuel ou prévu à l'avenir (voir [section 4.6](#)). Pour certaines espèces, la fragmentation grave peut entraîner un taux croissant d'extinction locale des sous-populations vivant dans les plus petits fragments d'habitat. Si la densité de la population et la répartition prévue des fragments justifient que l'on prévoie un taux croissant d'extinctions locales dans un avenir proche, ceci peut servir à déduire le déclin futur des effectifs.

Les mêmes conditions peuvent aussi permettre de déduire la réduction des effectifs au titre du critère A3, mais cette opération nécessite des prévisions quantitatives. Supposons qu'un modèle bioclimatique (voir [section 12.1.12](#)) prévoit que la zone d'occurrence d'un taxon décroîtra de 20 % dans les trois générations à venir du fait du changement climatique. Supposant que la réduction de la population sera au moins égale à la réduction de la zone d'occurrence (voir toutefois [section 12.1.8](#)), on peut en déduire une réduction de la population de 20 %, mais cela ne répond pas pour autant au seuil de VU pour A3. Supposons cependant qu'un modèle simple de dynamique de la population prévoit que des populations n'atteignant pas un certain seuil d'effectifs ont un risque d'extinction de 50 %. Si le modèle bioclimatique prévoit aussi que 40 % de la population se trouvera dans des fragments hébergeant des effectifs de la même importance ou plus réduits, nous pouvons en déduire que la population subira une réduction supplémentaire de 20 %, en raison de l'extinction locale accrue des populations les plus réduites. Associé à la réduction de 20 % liée au rétrécissement de l'aire de répartition, ce résultat permet de déduire une réduction totale de la population de 40 %, classant l'espèce en VU A3.

#### 12.1.7 Fluctuations extrêmes (critères B1, B2, et C2)

De nombreux modèles climatiques prévoient une augmentation de la fréquence d'événements météorologiques extrêmes (sécheresse, vagues de chaleur...), ce qui peut accroître les fluctuations des populations jusqu'à des niveaux extrêmes (voir [section 4.7](#)). Si un taxon n'est pas soumis à des fluctuations extrêmes à l'heure actuelle, et celles-ci sont prévues à l'avenir du fait du

changement climatique, ces prévisions ne peuvent pas être utilisées pour répondre aux sous-critères de fluctuation extrême (par ex. B1c). Cependant, une projection d'accroissement futur des fluctuations de la population peut permettre de déduire un déclin continu, pourvu qu'un certain nombre de conditions soient remplies. Le déclin continu est un déclin récent, actuel ou prévu à l'avenir (voir [section 4.6](#)). Pour certaines espèces, les fluctuations extrêmes peuvent entraîner un taux croissant d'extinction locale des sous-populations (tout particulièrement si elles sont associées à une fragmentation grave ; voir ci-dessus). Si les effectifs et l'accroissement prévu des fluctuations justifient que l'on prévoie un taux croissant d'extinctions locales dans un avenir proche, ceci peut servir à déduire le déclin futur des effectifs.

La projection de fluctuations extrêmes à l'avenir peut aussi contribuer à classer le taxon en VU D2 si les extinctions locales prévues aboutissent à ce que les critères de classement en CR soient remplis dans de très brefs délais (voir ci-dessus).

#### *12.1.8 Déduction de la réduction des effectifs et du déclin continu (critères A3, A4, B1, B2, C2)*

Les critères A3 et A4 peuvent être appliqués si une réduction des effectifs, quelle qu'en soit l'ampleur, peut être déduite à partir d'éléments pertinents. À moins qu'il ne s'agisse de modèles quantitatifs permettant de faire des prévisions sur les habitats adéquats ou les effectifs dans le cadre des climats à venir, l'assise factuelle sera indirecte ou circonstancielle (voir [section 3.1](#)). Par exemple, s'il existe des éléments témoignant d'une forte corrélation entre la température et la survie, ou entre la température et la réussite de la reproduction, et s'il existe des prévisions relatives aux futures températures laissent entendre une hausse suffisamment rapide pour réduire le nombre d'individus matures d'au moins 30 % au cours des 10 années ou trois générations à venir (en retenant la période la plus longue), alors ces informations peuvent être utilisées pour appliquer le critère A3. Des déductions similaires peuvent être faites concernant l'orientation des tendances relatives au nombre d'individus matures, lesquelles peuvent être utilisées pour déduire les déclins continus au titre des critères B1, B2 et C2.

#### *12.1.9 Déduction de la réduction à partir des résultats de modèles bioclimatiques (critères A3, A4)*

Les modèles de l'enveloppe bioclimatique (ou modèles bioclimatiques), fréquemment employés, sont des modèles prédictifs des changements dans l'aire de répartition d'un taxon sur la base de variables climatiques. Ces modèles sont aussi appelés modèles de répartition des espèces (SDM, « species distribution model ») ou modèles de niche écologique (ENM, « ecological niche model »), et utilisent des variables climatiques en tant que variables prédictives (voir la [section 12.1.12](#) pour plus de précisions sur l'élaboration de ces modèles). Les résultats des modèles bioclimatiques se présentent sous la forme d'un ensemble de cartes faisant état de l'adéquation des habitats. Afin de déduire la réduction des effectifs à partir de ces cartes (en vue d'une utilisation pour les critères A3 ou A4), il faut estimer les effectifs à partir de la carte actuelle et à partir de la carte représentant le moment futur qui correspond à une durée de trois générations. Si on ne dispose pas de données climatiques pour l'année correspondant à trois générations à venir, il faut les créer par interpolation à partir des couches disponibles.

Même si les effectifs actuels du taxon sont connus, la même méthode d'estimation doit être utilisée pour les cartes « actuelles » et pour celles « futures ». En effet, la quantité qui nous intéresse est la variation proportionnelle des effectifs, et l'utilisation des mêmes méthodes permet d'éliminer certains effets des hypothèses utilisées pour effectuer la conversion de l'adéquation de l'habitat en effectifs.

La corrélation entre la réduction de la population et la destruction de l'habitat n'est pas toujours linéaire (voir [section 5.8](#)), mais elle représente une hypothèse admissible en l'absence d'informations plus spécifiques. Sur la base de cette hypothèse, pour effectuer la conversion à partir de l'adéquation de l'habitat pour obtenir les effectifs, il faudra additionner toutes les valeurs d'adéquation de l'habitat de chaque carte et calculer la variation proportionnelle en trois générations. Une importante correction à apporter à ce calcul consiste à utiliser une valeur seuil pour l'adéquation de l'habitat, afin d'exclure du calcul de la réduction proportionnelle toute zone ayant peu de probabilités d'héberger une population en raison de sa faible adéquation. Une autre correction consiste à exclure des parcelles trop petites pour héberger une sous-population viable (en raison de la stochasticité démographique ou d'effets d'Allee), ou trop isolées pour être colonisées par des agents de dispersion provenant des parcelles occupées. Il convient de noter que ces corrections nécessitent des informations spécifiques aux espèces et qu'elles doivent être faites séparément pour chaque taxon.

Pour des espèces ayant une capacité de dispersion limitée, il est important d'examiner le chevauchement entre des cartes d'habitat successives, projetées à des intervalles d'une génération. Le degré de chevauchement entre chaque paire successive de cartes d'habitat détermine le rapport entre la destruction de l'habitat et la réduction des effectifs. S'il y a peu de chevauchement, la réduction des effectifs sera probablement plus importante que la destruction prévue des habitats.

D'autres types d'analyses corrélatives sur les effectifs ou la densité d'une population en tant que fonction de facteurs environnementaux peuvent aussi être utilisés pour déduire les réductions d'effectifs. Par exemple, l'évaluation de 2015 concernant l'ours polaire (*Ursus maritimus*) a utilisé les corrélations statistiques entre les glaces marines et les effectifs, en association avec le futur déclin prévu concernant les glaces marines, pour calculer la fourchette de réduction plausible des effectifs sur les trois générations à venir (Wiig *et al.* 2015).

Les modifications prévues des habitats peuvent aussi être servir à déduire le déclin continu dans la qualité de l'habitat (par ex., critère B1b(iii)).

#### 12.1.10 Déduction de la réduction à partir des modifications démographiques

Comme indiqué à la [section 12.1.3](#), le changement climatique peut conduire à des réductions d'effectifs ou à des déclin continus par l'intermédiaire d'une série de mécanismes démographiques. La compréhension de ces mécanismes peut aider à prévoir l'orientation et le niveau de réponse des populations. Les outils utilisés pour éclairer ces prévisions dépendront des mécanismes de réponse. Dans cette section, nous étudions brièvement les principaux mécanismes, alertons les évaluateurs sur les moyens de déduction adaptés, et suggérons les outils pertinents pour éclairer les prévisions.

Certains mécanismes reposent sur une corrélation écophysiologique directe entre une variable climatique et l'un des taux démographiques de la population voire plusieurs. Par exemple, chez certains taxons il existe des corrélations quantifiées entre la fécondité et des variables de températures particulières, pour lesquelles des prévisions peuvent être déduites à partir des résultats des Modèles de la circulation générale (par ex. Kearney et Porter 2009). D'autres taux démographiques, tels que la survie, la croissance et la dispersion, peuvent être affectés. Un éventail de scénarios plausibles peuvent être élaborés à partir de l'incertitude concernant à la fois la réponse des espèces et la prévision climatique, afin d'estimer les limites plausibles de la réduction des effectifs. Cette méthode de prévision fait généralement appel à des hypothèses concernant les taux d'adaptation aux nouvelles conditions environnementales (Hoffmann et Sgrò

2011). Dans certains cas, il peut exister suffisamment de données disponibles pour utiliser les modèles démographiques à cette fin.

Certains mécanismes font appel à une corrélation entre les taux de calcification et l'acidité des océans pour les organismes ayant des parties du corps calcifiées (par ex. les coraux et les mollusques) (Orr *et al.* 2005). Ainsi, les prévisions relatives à l'acidification des océans (avec caractérisation de l'incertitude des tendances) doivent permettre de déduire les déclin continus (critères B et C) et de prévoir la réduction des effectifs pour les échelles de temps requises (critère A). À nouveau, ceci doit reposer sur des hypothèses soutenables concernant les taux d'adaptation et pouvoir générer des estimations délimitées pour représenter l'incertitude des prévisions.

Un grand nombre de taxons différents ont des processus du cycle biologique et des taux démographiques correspondant aux régimes des incendies, des inondations ou des tempêtes, et ces taxons peuvent connaître des réductions d'effectifs selon la manière dont les régimes de perturbation répondent au changement climatique. Il est possible de générer des prévisions pour les indices du changement de fréquence, d'intensité et de saisonnalité de ces perturbations, à partir de Modèles de la circulation générale (par ex. Milly *et al.* 2002, Clarke *et al.* 2012, Zhao *et al.* 2015). Ces prévisions, en association avec les modèles de réponse des espèces face aux perturbations doivent permettre de soutenir les déductions sur les déclin continus et les estimations délimitées de la réduction des effectifs pour les échelles de temps requises. Les changements de fréquence des vagues de chaleur et d'autres événements météorologiques extrêmes pourraient être traités d'une manière similaire lorsqu'il existe des facteurs clés de déclin.

Un quatrième mécanisme de réponse au changement climatique fait appel aux modifications en termes d'interactions entre les espèces. Celles-ci sont difficiles à prévoir mais une projection de la direction du changement est peut-être plausible, afin de servir de base à la déduction des déclin continus, si les mécanismes sont raisonnablement bien compris. Par exemple, les modifications des espèces cibles, déduites à partir des hausses prévues dans la zone de chevauchement spatial entre l'habitat du taxon cible et celui de ses concurrents, de ses prédateurs ou des vecteurs de maladies. Un autre exemple concerne les déclin continus déduits à partir du découplage phénologique des interactions mutualistes ou de facilitation, ou à l'inverse, à partir des modifications phénologiques conduisant à une exposition accrue aux concurrents, prédateurs ou maladies.

Les estimations quantitatives de la réduction des effectifs peuvent être déduites à partir de nombreuses estimations utilisant des modèles de population stochastiques (par ex. Akçakaya *et al.* 2004). Le paramétrage de ces modèles peut être ajusté pour tenir compte des tendances prévues au niveau des taux démographiques, en fonction d'un éventail de scénarios climatiques futurs reposant sur des Modèles de la circulation générale (MCG) compétents au niveau régional (voir la [section 12.1.12](#) pour plus de précisions à ce sujet). Toutes les applications de modèles de ce type doivent justifier le choix des paramètres et des scénarios utilisés pour la prévision. Les développements récents permettent d'associer les modèles démographiques stochastiques aux modèles de répartition des espèces (SDM), prévus pour produire une série chronologique de cartes sur l'adéquation des habitats pour des scénarios climatiques futurs (par ex. Keith *et al.* 2008). D'autres approches de modélisation sont développées pour atteindre des objectifs similaires (par ex. Cabral *et al.* 2013). Elles permettent non seulement de faire des prévisions sur les futures réductions d'effectifs pour une évaluation au titre des critères A3 et A4, mais elles peuvent produire des estimations du risque d'extinction portant sur les échelles de temps requises pour une évaluation au titre de critère E (voir [section 12.1.11](#)).

### 12.1.11 Estimation du risque d'extinction quantitativement en associant les modèles d'habitat et les modèles démographiques (critère E)

En raison de son horizon temporel de 100 ans pour VU (indépendamment de la durée générationnelle), le critère E peut permettre de classer des espèces à durée générationnelle brève dont on prévoit qu'elles seront touchées par le changement climatique. L'utilisation du critère E, déjà difficile (voir [section 9](#)), se complique encore plus lorsque le changement climatique est la menace principale, car il faut tenir compte d'un vaste éventail de modifications stochastiques et déterministes dans l'environnement, la démographie et l'habitat du taxon, causées ou exacerbées par le changement climatique.

De nouvelles approches qui relient les résultats des modèles de circulation globale (MCG ou modèles climatiques) à des modèles d'habitat des espèces et de métapopulation peuvent être utilisées pour estimer les risques d'extinction (Keith *et al.* 2008, Anderson *et al.* 2009, Brook *et al.* 2009, Cabral *et al.* 2013) lorsqu'il existe suffisamment de données pour élaborer des modèles bioclimatiques (voir [section 12.1.12](#)) et des modèles de population (voir [section 9](#)). Des résultats préliminaires de ces études montrent que les risques d'extinction liés au changement climatique sont soumis à des interdépendances complexes entre le cycle biologique des espèces, leur répartition et les processus liés au paysage (Keith *et al.* 2008).

Il est très important de ne pas ignorer d'autres menaces pouvant interagir avec les effets du changement climatique, ou les supplanter, lorsqu'il s'agit de prévoir la vulnérabilité des espèces au changement climatique. Des méthodes axées exclusivement sur le changement climatique sont susceptibles de sous-estimer les risques d'extinction (Brook *et al.* 2009).

### 12.1.12 Utilisation de modèles bioclimatiques

Certaines indications des chapitres précédents portent sur des variables qui peuvent être calculées à partir des résultats de modèles bioclimatiques (ou d'enveloppe bioclimatique). Ces modèles sont aussi appelés modèles de répartition des espèces (SDM, « species distribution model ») ou modèles de niche écologique (ENM, « ecological niche model »), et utilisent des variables climatiques en tant que variables prédictives. Nous résumons ici les indications méthodologiques pour l'utilisation de ces modèles aux fins des évaluations de la Liste rouge. Il est important de noter qu'il n'est pas nécessaire d'utiliser ces modèles pour toutes les espèces menacées par le changement climatique. Des versions futures de ce document comporteront peut-être des lignes directrices pour l'emploi d'autres modèles prédictifs (modèles éco-physiologiques...) pouvant s'avérer utiles pour les évaluations de la Liste rouge.

Les modèles d'enveloppe bioclimatique ont été largement appliqués pour explorer les effets potentiels du changement climatique sur la répartition des espèces (voir aussi à ce sujet Guisan et Zimmerman 2000 ; Guisan et Thuiller 2005 ; Heikkinen *et al.* 2006 ; Franklin 2010 ; Peterson *et al.* 2011 ; pour une introduction pratique, voir Pearson 2007). Ces modèles emploient en règle générale des associations entre des variables environnementales et des informations sur la présence connue des espèces afin de définir les conditions climatiques permettant de maintenir les populations. On peut ensuite estimer la répartition spatiale adaptée à l'espèce à l'avenir, sur la base de scénarios climatiques futurs. Les avantages et les inconvénients de cette méthode de modélisation ont été largement débattus dans la littérature ; l'existence d'incertitudes multiples nécessite une interprétation très attentive des résultats du modèle (Pearson et Dawson 2003, Hampe 2004, Araújo et Guisan 2006, Thuiller *et al.* 2008).

Les modèles d'enveloppe bioclimatique peuvent fournir des informations utiles à la Liste rouge en identifiant des espèces susceptibles de perdre à l'avenir une partie de leur habitat climatiquement adapté, et en estimant dans quelle mesure les répartitions potentielles futures chevauchent les répartitions constatées actuellement. Dans ce domaine, les présentes lignes directrices sont conçues comme une liste de questions méthodologiques qui doivent être prises en considération très attentivement lors de l'application de ces modèles à des inscriptions sur la Liste rouge au titre du changement climatique. Ces méthodologies doivent être dûment justifiées dans le contexte de chaque étude, ainsi que par rapport à la biologie du taxon à évaluer. Les évaluations fondées sur des modèles bioclimatiques seront examinées par le Comité des normes et des pétitions ; en conséquence, la documentation doit être suffisamment détaillée pour permettre au Sous-comité de déterminer si le modèle respecte ces lignes directrices.

Les résultats des modèles d'enveloppe bioclimatique peuvent être employés de différentes façons aux fins de l'évaluation d'espèces au titre des Catégories et Critères de la Liste rouge, notamment : déduction de la réduction des effectifs au titre d'A3 et déclin continu (voir [section 12.1.9](#)) ; mise en rapport des modèles bioclimatiques et démographiques pour le critère E (voir [section 12.1.11](#)) ; déduction du déclin continu à partir de l'évolution prévue de la fragmentation (voir [section 12.1.6](#)) ; et projection des menaces plausibles aux fins de leur emploi pour le critère D2 (voir [section 12.1.4](#)). Même si l'interprétation des résultats de ces modèles aux fins des évaluations de la Liste rouge est fondée sur un certain nombre d'hypothèses, ils apportent une solution possible au problème de l'incorporation des effets du changement climatique à long terme. D'autres méthodes de modélisation sont mises au point à l'heure actuelle pour examiner les rapports entre le changement climatique et la mise en danger des espèces (voir [section 12.1.11](#)). Elles permettront de compléter les lignes directrices pour l'évaluation du risque d'extinction dû au changement climatique.

#### *Qualité des données relatives à l'occurrence des espèces*

Les modèles bioclimatiques se fondent sur des informations relatives aux observations d'occurrence dans le but de définir les limites de tolérance des espèces aux prédicteurs climatiques ; par conséquent, la qualité de ces données revêt une importance fondamentale. La fiabilité du géoréférencement et de l'identité des espèces observées doit être très élevée. La précision du géoréférencement des informations relatives à l'occurrence doit être adaptée à la résolution des variables environnementales (par ex. si la résolution d'analyse est de 1 km<sup>2</sup>, la précision doit être de quelques dizaines de mètres). Idéalement, les informations sur l'occurrence devraient être liées à des spécimens validés et/ou avoir été définies par des experts du groupe taxonomique concerné. Avant d'employer des données tirées de banques de données décentralisées (GBIF, HerpNet...), il faut vérifier avec soin leur exactitude, leur couverture et l'intensité d'échantillonnage.

Les données d'occurrence échantillonnées dans toute l'aire de répartition d'une espèce doivent être incluses lors de l'étalonnage des modèles bioclimatiques, même dans le cas des évaluations régionales. L'exclusion des occurrences en dehors de la région concernée réduit la capacité du modèle à produire des informations sur l'ensemble de « l'enveloppe climatique » de l'espèce. Si, par exemple, les conditions environnementales actuelles d'un ensemble de points d'occurrence dans une zone extérieure à la région correspondent aux conditions futures projetées dans une partie de la région, alors l'exclusion de ces points du modèle diminue la capacité du modèle à prévoir correctement les zones de la région qui pourraient devenir adéquates à l'avenir.

### *Sélection des variables environnementales prédictives*

Les variables prédictives doivent être choisies avec soin. Il faut sélectionner des variables qui sont censées exercer une influence directe sur la répartition de l'espèce (par ex. températures minimales pour le mois le plus froid, températures maximales pour le mois le plus chaud, pluviométrie au printemps...) par le biais de mécanismes éco-physiologiques connus ; il faut aussi éviter les variables indirectes (altitude, hétérogénéité topographique...) (voir par exemple Guisan et Zimermann 2000). Les variables comme l'altitude, la latitude ou la longitude peuvent être utiles pour remplacer la valeur correspondant aux conditions climatiques actuelles, mais elles compromettent la fiabilité des prévisions futures, car la relation entre ces variables et les variables climatiques peut évoluer à l'avenir. En particulier, si l'on inclut l'altitude dans le modèle, ceci risque de conduire à une sous-estimation des effets prévus du changement climatique à venir. Il y a souvent plusieurs variables possibles pour modéliser la répartition d'une espèce, mais elles tendent à être corrélées entre elles. Si c'est le cas, il convient souvent d'examiner la corrélation entre elles et de sélectionner un nombre réduit de variables non corrélées (pour éviter des problèmes de colinéarité ; Araújo et Guisan 2006). Une méthode possible consiste à utiliser l'analyse en composantes principales afin de définir un nombre réduit d'axes importants et sélectionner ensuite un sous-ensemble de variables écologiquement significatives relatives à chacun des axes importants. Le nombre de variables prédictives ne doit pas dépasser le nombre utilisé d'observations de l'occurrence des espèces. En règle générale, il convient d'utiliser une seule variable prédictive pour cinq observations. Certaines méthodes (par ex. Maxent, Phillips *et al.* 2006 ; arbres de régression « boostés », Elith *et al.* 2008) sélectionnent automatiquement un petit nombre de variables ; dans ce cas, la règle précédente ne s'applique pas. Un nombre limité de variables présente aussi l'avantage d'éviter le surajustement des modèles, ce qui accroît la généralité.

### *Masques relatifs à l'utilisation des sols*

Outre les variables climatiques prédictives, l'utilisation des sols, actuelle et future, représente aussi une contrainte pour la répartition des espèces. Elle revêt une importance particulière pour les espèces dont l'enveloppe bioclimatique devrait changer, selon les prévisions, par le biais de paysages à dominante humaine. Des évaluations fondées uniquement sur les données climatiques tendent à surestimer l'habitat adapté, parce que même si le climat est favorable, l'utilisation des sols ne l'est pas toujours (Pearson *et al.* 2004). On peut alors employer une carte d'utilisation des sols comme un masque afin d'exclure les zones défavorables des habitats actuels et prévus à l'avenir. Toutefois, si les variables d'utilisation des sols et les variables climatiques sont susceptibles d'interagir, il est conseillé d'inclure les variables d'utilisation des sols dans le modèle en plus des variables climatiques, plutôt que de les utiliser dans un masque (Stanton *et al.* 2012).

### *Choisir une résolution spatiale adaptée*

Les modèles bioclimatiques ont été alimentés avec des données à résolution variable, allant notamment de mailles de 1 ha en Suisse (Randin *et al.* 2009), à 2 degrés de latitude ou longitude à l'échelle mondiale. Il s'établit en général un compromis entre l'étendue géographique de la région étudiée et la résolution des données : les études couvrant des étendues importantes utilisent en général des données à résolution moins fine que les études portant sur des zones peu étendues. De la même façon, il est souvent nécessaire d'utiliser des données à résolution plus fine lors de la modélisation de l'enveloppe bioclimatique d'espèces à aire de répartition restreinte, tandis que des espèces à aire de répartition plus étendue tolèrent des données à résolution moins fine. En outre, lors de la modélisation d'espèces vivant dans des régions à faible hétérogénéité spatiale (par ex. des terrains plats), une résolution plus grossière des données est moins problématique que lorsque les modèles sont utilisés pour des zones fortement hétérogènes (par ex. des reliefs

accidentés). Il ne faut cependant pas oublier que des analyses à résolution grossière ne tiennent pas toujours compte de microclimats pouvant s'avérer importants pour la survie d'une espèce (Pearson *et al.* 2006, Trivedi *et al.* 2008, Randin *et al.* 2009).

### *Sélection des modèles*

Il existe un grand nombre de méthodes bioclimatiques de modélisation, et il a été constaté que la concordance entre la répartition constatée et celle prévue est souvent meilleure avec des modèles permettant des courbes de réponse plus complexes (voir par ex. Elith *et al.* 2006). Quant à savoir si des modèles complexes sont mieux adaptés à la modélisation de l'aire de répartition des espèces dans le cadre du changement climatique, le débat se poursuit (Araújo et Rahbek 2006) ; il est donc difficile à l'heure actuelle de donner des indications indubitables pour ce qui concerne le choix des techniques de modélisation. Cependant, il est important que les évaluations des modifications de l'aire de répartition des espèces soient fondées sur des méthodes éprouvées, utilisées et vérifiées par plusieurs groupes de recherche indépendants.

### *Évaluer la solidité des prévisions liées à des modèles*

Des études ont montré que les prévisions tirées de différents modèles sont parfois variables au point de ne pas pouvoir évaluer avec certitude si la répartition potentielle d'une espèce devrait s'étendre ou diminuer en fonction d'une hypothèse climatique donnée (par ex. Araújo *et al.* 2005, Araújo *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2006). Les évaluations des tendances temporelles de l'étendue de la répartition potentielle d'une espèce devraient donc comporter une évaluation de la solidité des prévisions en comparant les résultats d'un éventail de techniques de modélisation bioclimatique. Nous conseillons de comparer au moins trois techniques de modélisation, aussi différentes que possible pour ce qui est du lien entre la réponse et les variables prédictives (par ex. le modèle additif généralisé (GAM) et le modèle linéaire généralisé (GLM) sont conceptuellement similaires et tendent à donner des résultats similaires). Si les modèles prévoient des tendances incohérentes, on peut procéder de différentes manières. Une stratégie possible consiste à rechercher la cause des divergences. Dans ce but, il convient généralement d'examiner les courbes de réponse de l'espèce obtenues avec chacune des méthodes, de déterminer s'il y a des erreurs manifestes et de sélectionner ensuite les prévisions en fonction de la méthode qui donne des résultats plus raisonnables. Cette approche est utile pour des espèces dont l'écologie est bien connue et pour lesquelles on peut obtenir l'avis d'experts, que l'on peut ensuite comparer aux résultats des modèles. L'inconvénient est qu'elle implique des opinions subjectives dont les résultats ne sont pas toujours reproductibles. Une autre stratégie possible consiste à procéder à des ensembles de prévisions sur la base d'un certain nombre de méthodes éprouvées et d'associer ensuite les prévisions de chaque modèle par le biais de méthodes de consensus (voir à ce sujet Araújo et New 2007). Dans ce cas, l'inconvénient est que l'on n'utilise pas des connaissances écologiques potentiellement significatives.

### *Fond/pseudo-absence dans les données de répartition des espèces*

Les données de répartition des espèces peuvent indiquer uniquement la présence (c.à.d. indications sur les localités où l'espèce a été observée) ou la présence – absence (indications sur la présence et l'absence de l'espèce à des localités échantillonnées). Différentes méthodes de modélisation ont été mises au point pour traiter chacun de ces cas. Certaines méthodes utilisant des données de « présence-seule » emploient aussi des données relatives au « fond » (par ex. Maxent, Phillips *et al.* 2006) ou la « pseudo-absence » (par ex. Elith *et al.* 2006). Dans ces cas, les résultats des modèles sont sensibles à l'étendue de la région étudiée, où les échantillons du fond ou de la pseudo-absence ont été prélevés. Un choix approprié de la région à étudier est donc important. En règle générale, les données de fond et de pseudo-absence ne doivent pas être prises dans des

régions où les espèces sont absentes en raison de facteurs non climatiques (limitations de la dispersion, compétition interspécifique...), car elles donneraient un signal faux-négatif qui aboutirait à une caractérisation inexacte des besoins climatiques de l'espèce (Anderson et Raza 2010). Le choix de la région couverte par l'étude doit donc autant que possible prendre en considération des éléments tels que la capacité de dispersion de l'espèce et la répartition de ses concurrents.

#### *Inclure la totalité de l'aire de répartition des espèces et éviter l'extrapolation à partir des modèles*

Il est nécessaire d'inclure des données d'occurrence portant sur l'ensemble de la répartition de l'espèce pour éviter de tronquer artificiellement les courbes de réponse lors de la modélisation de sa niche (Elith et Graham 2009, Thuiller *et al.* 2004). Ainsi, les modèles fondés sur des données émanant d'un seul pays à l'intérieur d'une aire de répartition multinationale d'une espèce ne sont en général pas admissibles. Les courbes de réponse peuvent parfois être caractérisées correctement en utilisant une partie de l'aire de répartition à condition que les localités exclues ne représentent pas des parties de la niche représentées par d'autres observations d'occurrence, mais de tels cas doivent être bien justifiés. Il faut aussi être prudent lorsqu'on extrapole des résultats de modèles pour des scénarios climatiques futurs (c.à.d. extrapoler dans l'espace environnemental au-delà de la fourchette de données utilisée pour construire le modèle ; Pearson *et al.* 2006). L'extrapolation doit être évitée dans toute la mesure du possible (voir par ex. Pearson *et al.* 2002), ou alors le comportement du modèle (la forme des courbes de réponse) doit être bien connu et correctement justifié.

#### *Tester les modèles*

Tester la performance des modèles est un élément important de toute modélisation. Des tests différents ont été employés pour évaluer la performance des modèles d'enveloppe bioclimatique (AUC – zones situées sous chaque courbe -, Kappa, TSS, Fielding et Bell 1997...), mais il est important de noter que cet exercice reste problématique pour au moins trois raisons. Premièrement, les modèles visent à prévoir la répartition de climats potentiellement adaptés, mais il n'y a pas de données permettant de tester cela (les données d'absence des espèces ne sont pas satisfaisantes parce que les prédictions de « présence » dans des zones climatiquement adaptées mais non occupées pour des raisons non climatiques seront considérées comme des « erreurs » du modèle) (Peterson *et al.* 2011). Deuxièmement, la performance des modèles est généralement surestimée parce que les données utilisées dans les études de formation des modèles ne sont pas indépendantes des données utilisées pour les tester (Araújo *et al.* 2005). Enfin, les prévisions concernent des événements qui n'ont pas encore eu lieu ; par conséquent, les essais visant à tester les modèles ne peuvent se fonder que sur l'examen de leur cohérence interne et non de leur valeur prédictive (Araújo et Guisan 2006). En conclusion, même si les méthodes destinées à tester les modèles représentent une partie importante de la construction de ces derniers, la valeur prédictive des modèles bioclimatiques dans le cadre du changement climatique n'est pas encore testée.

#### *Utiliser des paramètres appropriés pour mesurer les modifications de l'aire de répartition des espèces*

Les modèles bioclimatiques peuvent servir à évaluer les tendances concernant l'existence de conditions climatiques favorables aux espèces. Deux mesures peuvent s'avérer utiles dans ce but : l'une combine les probabilités ou les indices d'adaptation tirés des modèles, et l'autre mesure la superficie potentielle occupée par l'espèce après avoir converti les probabilités (ou les indices d'adaptation) en estimations de présence et d'absence. Pour opérer cette conversion, il faut employer des seuils (voir notamment Liu *et al.* 2005). Par exemple, l'utilisation du seuil de présence le plus faible (Pearson *et al.* 2007) peut se justifier lorsqu'il y a peu de données

d'occurrence, mais lorsqu'il existe beaucoup de données présence – absence, il peut s'avérer plus utile d'équilibrer sensibilité et spécificité. Il faudra examiner la sensibilité des conclusions au choix des différentes méthodes de définition des seuils. Il faut toutefois noter que les mesures du changement de l'aptitude climatique qui sont pertinentes pour la Liste rouge sont des mesures relatives (du changement proportionnel avec le temps) et que celles-ci ne sont pas très sensibles aux différentes méthodes de définition des seuils. Il ne faut pas employer les superficies absolues (de l'aire de répartition ou de l'habitat potentiel) lors de l'évaluation du risque d'extinction des espèces eu égard au changement climatique, parce que les estimations de la variation tirées des modèles bioclimatiques sont très sensibles aux seuils utilisés. Notons également qu'on peut aussi utiliser les seuils lors de la conversion de l'adéquation des habitats en effectifs (voir [section 12.1.9](#)).

#### *Scénarios relatifs à l'évolution des émissions*

Les modèles climatiques sont fondés sur des scénarios socio-économiques. Chacun de ces scénarios formule des hypothèses différentes sur les émissions futures de gaz à effet de serre, l'utilisation des sols et autres moteurs du changement climatique. Les hypothèses concernant les futures évolutions technologiques et économiques sont regroupées dans des familles ou « trames » de scénarios, dont chacune décrit des voies alternatives d'avenir, puisqu'il n'existe pas de base théorique pour la prévision socio-économique à long terme. Le cinquième rapport d'évaluation du GIEC (AR5) a prévu les changements du système climatique en utilisant un ensemble de scénarios appelés RCP (profils représentatifs d'évolution de concentration). Pour prendre en considération l'incertitude des prédictions du futur changement climatique, les études devraient examiner un éventail de scénarios plausibles à ce sujet (par ex. les scénarios RCP8.5 et RCP4.5 dans le rapport du GIEC de 2013) ; il est préférable d'avoir un éventail de scénarios aussi large que possible. L'ensemble de scénarios choisis doit être justifié. En outre, étant donné que les scénarios d'émission seront révisés à l'avenir, les évaluations pour la Liste rouge fondées sur ces scénarios devront également être révisées en conséquence.

### 13. Références

- 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.
- Anderson, B., Akçakaya, H.R., Araújo, M., Fordham, D., Martinez-Meyer, E., Thuiller, W. and Brook, B.W. 2009. Dynamics of range margins for metapopulations under climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 1415–1420.
- Anderson, R.P. and Raza, A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 37: 1378–1393.
- Araújo, M.B. and Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677–1688.
- Araújo, M.B. and New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42–47.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. and Erhard, M. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11: 1504–1513.
- Araújo, M.B., Whittaker, R.J., Ladle, R.J. and Erhard, M. 2005. Reducing uncertainty in extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14: 529–538.
- BirdLife International. 2004. Threatened birds of the world 2004. CD-ROM. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481–506
- Brook, B.W., Akçakaya, H.R., Keith, D.A., Mace, G.M., Pearson, R.G. and Araújo, M.B. 2009. Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change. *Biology Letters* 5: 723–725.
- Brook, B.W., O’Grady, J.J., Chapman, A.P., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R. and Frankham, R. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385–387.
- 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* 33(4): 931–944. 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. DOI : 10.1098/rsbl.2015.0843.
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. and Wotton, B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51(9): 723–734.
- Dennis, B., Munholland, P.L. and Scott, J.M. 1991. Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. *Ecological Monographs* 61: 115–143.
- Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C. and Martin, P.R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS* 105(18): 6668–6672.
- Dutson, G.C.L., Magsalay, P.M. and Timmins, R.J. 1993. The rediscovery of the Cebu Flowerpecker *Dicaeum quadricolor*, with notes on other forest birds on Cebu, Philippines. *Bird Conservation International* 3: 235–243.
- Elith, J. and Graham, C.H. 2009. Do they / How do they / WHY do they differ? - on finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66–77.

- Elith, J., Graham, C. and the NCEAS species distribution modeling group. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151.
- Elith, J., Leathwick, J.R. and Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802–813.
- Ferson, S., Root, W. and Kuhn, R. 1998. *RAMAS Risk Calc: Risk Assessment with Uncertain Numbers*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38–49.
- Foden, W.B., Butchart, S.H.M., Stuart, S.N., Vié, J.-C., Akçakaya, H.R., Angulo, A., DeVantier, L.M., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., Donner, S.D., Katariya, V., Bernard, R., Holland, R.A., Hughes, A.F., O'Hanlon, S.E., Garnett, S.T., Şekerciöğlü, 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 Váða, J. 2000. Guidelines for Application of the 1994 IUCN Red List Categories of Threats to Bryophytes. Appendix 1 in: T. Hallingbäck and N. Hodgetts (compilers) *Mosses, Liverworts, and Hornworts. Status survey and Conservation Action Plan for Bryophytes*. IUCN SSC Bryophyte Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- Hampe, A. 2004. Bioclimatic models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography* 11: 469–471.
- He, F. and Gaston, K.J. 2000. Estimating species abundance from occurrence. *The American Naturalist* 156: 553–559.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W. and Sykes, M.T. 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* 30: 751–777.
- Hobday, A.J., Tenger, M.J. and Hakker, P.L. 2001. Over-exploitation of a broadcast spawning marine invertebrate: decline of the white abalone. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10: 493–514.
- Hoffmann, A.A. and Sgrò, C.M. 2011. Climate change and evolutionary adaptation. *Nature* 470: 479–485.
- IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker, T.F., D. Qin,

- G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Downloaded from <http://ipcc.ch/report/ar5/wg1/> (14 Jan 2016).
- IUCN. 1994. *IUCN Red List Categories*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 1998. *Guidelines for Re-introductions*. Prepared by the IUCN SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 2003. *Guidelines for Application of IUCN Criteria at Regional Levels. Version 3.0*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN. 2012a. *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. Available at [www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria](http://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](http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria)
- Juniper, T. 2003. *Spix's Macaw: the Race to Save the World's Rarest Bird*. Fourth Estate, London.
- Kearney M. and Porter W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters* 12: 334–350.
- Keith, D. A. 1998. An evaluation and modification of World Conservation Union Red List criteria for classification of extinction risk in vascular plants. *Conservation Biology* 12: 1076–1090.
- Keith, D., Akçakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Collen, B., Dulvy, N.K., Holmes, E.E., Hutchings, J.A., Keirath, D., Schwartz, M.K., Shelton, A.O., 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.
- Magsalay, P., Brooks, T., Dutson, G. and Timmins, R. 1995. Extinction and conservation on Cebu. *Nature* 373: 294.
- McCarthy, M.A., Possingham, H.P., Day, J.R. and Tyre, A.J. 2001. Testing the accuracy of population viability analysis. *Conservation Biology* 15: 1030–1038.
- Memmott, J., Craze, P.G., Waser, N.M. and Price, M.V. 2007. Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions. *Ecology Letters* 10: 710–717.
- Miller R.M., Rodríguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S. and Pollock, C. 2007. National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology* 21: 684–696.
- Milly, P.C.D., Wetherald, R.T., Dunne, K.A. and Delworth, T.L. 2002. Increasing risk of great floods in a changing climate. *Nature* 415: 514–517.
- Ocampo-Peñuela, N., Jenkins, C.N., Vijay, V., Li, B.V. and Pimm, S.L. 2016. Incorporating explicit geospatial data shows more species at risk of extinction than the current Red List. *Science Advances* 2: e1601367.
- Orr, J.C., Fabry, V.J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S.C., Feely, R.A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R.M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R.G., Plattner, G.K., Rodgers, K.B., Sabine, C.L., Sarmiento, J.L., Schlitzer, R., Slater, R.D., Totterdell, R.J., Weirig, M.F., Yamanaka, Y. and Yoo, A. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437: 681–686.
- Ostro, L.E.T., Young, T.P., Silver, S.C. and Koontz, F.W. 1999. A geographic information system method for estimating home range size. *Journal of Wildlife Management* 63: 748–755.
- Pacifici, M., Santini, L., Di Marco, M., Baisero, D., Francucci, L., Grottolo Marasini, G., Visconti, P., and Rondinini, C. 2013. Generation length for mammals. *Nature Conservation* 5: 87–94.
- Pearson, R.G. 2006. Climate change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 111–113.
- Pearson, R.G. 2007. Species Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Lessons in Conservation* 3: 54–89 ([ncep.amnh.org/linc](http://ncep.amnh.org/linc))
- Pearson, R.G. and Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361–371.

- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. and Peterson, A.T. 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102–117.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P., Berry, P.M. and Harrison, P.A. 2002. Species: A spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling* 154: 289–300.
- Pearson, R.G., Thuiller, W., Araújo, M.B., Martinez, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T. and Lees, D. 2006. Model-based uncertainty in species' range prediction. *Journal of Biogeography* 33: 1704–1711.
- Pearson, R.G., Stanton, J.C., Shoemaker, K.T., Aiello-Lammens, M.E., Ersts, P.J., Horning, N., Fordham, D.A., Raxworthy, C.J., Ryu, H., McNeese, J. and Akçakaya, H.R. 2014. Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change* 4: 217–221.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. and Araújo, M.B. 2011. *Ecological Niches and Geographical Distributions: A Modeling Perspective*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Pratt, T.K., Fancy, S.G. and Ralph, C.J. 2001. 'Akiapola'au (*Hemignathus munroi*) and Nukupu'u (*Hemignathus lucidus*). In: A. Poole and F. Gill (eds) *The Birds of North America*, no. 600. The Birds of North America, Philadelphia, PA.
- Randin, C.F., Engler, R., Normand, S., Zappa, M., Zimmermann, N.E., Pearman, P.B., Vittoz, P., Thuiller, W. and Guisan, A. 2009: Climate change and plant distribution: local models predict high-elevation persistence. *Global Change Biology* 15: 1557–1569.
- Redford, K.H., Amato, G., Baillie, J., Beldomenico, P., Bennett, E.L., Clum, N., Cook, R., Fonseca, G., Hedges, S., Launay, F., Lieberman, S., Mace, G.M., Murayama, A., Putnam, A., Robinson, J.G., Rosenbaum, H., Sanderson, E.W. Stuart, S.N., Thomas, P. and Thorbjarnarson, J. 2011. What does it mean to successfully conserve a (vertebrate) species? *BioScience* 61: 39–48.
- Reynolds, M.H. and Snetsinger, J.J. 2001. The Hawaii rare bird search 1994–1996. *Studies in Avian Biology* 22: 133–143.
- Rodríguez, J.P. 2002. Range contraction in declining North American bird populations. *Ecological Applications* 12: 238–248.
- Sadovy, Y. and Cheung, W.L. 2003. Near extinction of a highly fecund fish: the one that nearly got away. *Fish and Fisheries* 4: 86–99.
- Sadovy, Y. and Domeier, M. 2005. Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. *Coral Reefs* 24: 254–262.
- Sethi, S.A., Branch, T.A. and 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. and Chavas, D. 2015. Global Projections of Intense Tropical Cyclone Activity for the Late Twenty-First Century from Dynamical Downscaling of CMIP5/RCP4.5 Scenarios. *Journal of Climate* 28: 7203–7224.
- Trivedi, M.R., Berry, P.M., Morecroft, M.D. and Dawson, T.P. 2008. Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology* 14: 1089–1103.
- White, G.C., Franklin, A.B. and Shenk, T.M. 2002. Estimating parameters of PVA models from data on marked animals. In: S.R. Beissinger and D.R. Mccullough (eds) *Population Viability Analysis*, pages 169–190. University of Chicago Press, Chicago.
- Wiig, Ø., Amstrup, S., Atwood, T., Laidre, K., Lunn, N., Obbard, M., Regehr, E. and Thiemann, G. 2015. *Ursus maritimus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T22823A14871490. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T22823A14871490.en>
- Zimmermann, N.E., Zurell, D. and Schurr, F.M. 2014. Does probability of occurrence relate to population dynamics? *Ecography* 37(12): 1155–1166.

## 14. Annexe : Résumé des Modifications apportées aux Lignes directrices

### **Modifications concernant la version 14 (août 2019)**

[Section 4.11](#) : Clarification du terme « rapidement » dans la définition d'une localité.

[Section 11](#) : Nouvelles lignes directrices pour le classement des taxons en EX ou CR(PE) (ou bien en EW ou CR(PEW)).

[Section 11.1](#) : Utilisation de la catégorie EW pour les taxons végétaux ou fongiques représentés par des propagules viables dans des installations de stockage.

### **Modifications concernant la version 13 (mars 2017)**

[Section 2.3](#) : Explication supplémentaire sur la base utilisée pour la catégorie de menace la plus élevée.

Nouvelle [section 2.3.1](#) sur les seuils quantitatifs.

[Section 4.3.1](#) : Clarification du terme « reproduction » et des proportions déséquilibrées entre les sexes.

[Section 4.4](#) : Précision sur la moyenne de la durée générationnelle pour tous les individus ; nouveau paragraphe sur la définition du terme « âge ».

[Section 4.6](#) : Précision sur la nécessité de documenter la localité des déclinés par rapport à l'aire de répartition de l'espèce.

[Sections 4.10](#), [4.10.1](#), et [4.10.3](#) : Modifications importantes pour éclaircir la question de l'échelle lors de l'estimation de l'AOO.

[Section 4.10.7](#) : Clarification relative à la mise à l'échelle pour la zone estimée d'habitat occupé, à partir de cartes d'habitat, pour le calcul de l'AOO et de l'EOO.

Nouvelle [section 4.10.8](#) sur l'effet de l'effort d'échantillonnage et de la détectabilité sur les estimations de l'AOO.

Nouvelle [section 4.10.9](#) sur la complémentarité de l'AOO, de l'EOO et du nombre de localités.

[Section 4.11](#) : Clarification sur le fait que les évaluations doivent prendre en compte toutes les zones, qu'elles soient confrontées à une menace ou non.

[Section 12.1.12](#) : Clarification sur l'utilisation de l'altitude dans les modèles bioclimatiques.

### **Modifications concernant la version 12 (février 2016)**

[Section 2.1.2](#) : Texte concernant l'application des critères dans les très petites étendues géographiques.

[Section 2.2](#) : Utilisation du terme « inscrit sur la Liste rouge ».

[Section 2.2.1](#) : Clarification de la règle des cinq ans pour le transfert entre catégories.

[Section 4.2](#) : Clarification de la subdivision.

[Section 4.3.1](#) : Texte sur les individus dont la fonction de reproduction est inhibée.

[Section 4.3.2](#) : Modifications relatives aux organismes coloniaux clonaux.

[Section 4.4](#) : Explication supplémentaire sur la durée générationnelle « avant perturbation ».

[Section 4.5](#) : Profonde restructuration et nouveau texte sur le calcul des réductions. De plus, le fichier CriterionA\_Workbook.xls a été actualisé et comprend des onglets supplémentaires fournissant des exemples de calculs de base.

[Section 4.5.3](#) : Cette nouvelle section inclut la majorité de l'ancienne section 5.8 ; le reste de l'ancienne section 5.8 a été fusionné avec la section [4.5.1](#).

[Section 4.8](#) : Précisions sur la fragmentation de l'habitat par rapport à la fragmentation de la population.

[Section 4.9](#) : Explication supplémentaire sur la fonction de dispersion du risque des zones d'occurrence (EOO).

[Section 5](#) : Explication supplémentaire sur la raison d'être du critère A.

[Section 5.1](#) : Nouvelle section sur la base des réductions, avec inclusion d'un nouveau tableau.

[Section 5.2](#) : Il s'agit de l'ancienne section 5.1 (Utilisation de durées maximales pour le critère A).

[Section 5.3](#) : Il s'agit de l'ancienne section 5.2 (Comment appliquer le critère A4).

[Section 5.4](#) : Il s'agit de l'ancienne section 5.3 (L'effet « tremplin de saut à ski »), avec un titre plus descriptif et un texte plus détaillé (point (3) en fin de section).

[Section 5.5](#) : Il s'agit de l'ancienne section 5.4 (Populations gravement appauvries), avec un titre plus descriptif, un texte plus détaillé et des exemples.

[Section 5.6](#) : Il s'agit de l'ancienne section 5.5 (Pêche), maintenant scindée en deux sous-sections, avec du texte supplémentaire abordant les questions relatives à la gestion de la pêche.

[Section 5.7](#) : Il s'agit de l'ancienne section 5.6 (Arbres).

[Section 5.8](#) : Il s'agit de l'ancienne section 5.7 (Relations entre la perte d'habitat et la réduction des effectifs).

L'ancienne section 5.8 a été fusionnée avec des parties de la [section 4.5](#) (voir plus haut).

[Section 10.1](#) : Définition d'un « programme de conservation ou de gestion ciblé et spécifique au taxon ou à son habitat ».

[Section 10.4](#) : Nouvelle section sur les cas dans lesquels il n'est pas adapté d'utiliser la catégorie DD.

[Section 12.1](#) : Profonde restructuration ; nouveau texte important et nouveau schéma. À noter : de nombreuses sous-sections au sein de la section 12.1 ont été renumérotées.

Cette annexe a été étendue pour inclure toutes les versions précédentes.

### **Modifications concernant la version 11 (février 2014)**

Section 2.1.3 : Modifications importantes concernant les taxons introduits et les sous-populations.

Section 2.1.4 : Nouvelle section sur les sous-populations gérées.

Section 3.2.3 : Nouvelles indications pour paramétrer les valeurs de tolérance au désaccord et de tolérance au risque.

Section 4.4 : Nouveau paragraphe sur l'utilisation de la durée générationnelle « avant perturbation ».

Section 4.9 : Explication complémentaire sur l'utilisation du polygone convexe minimum pour la zone d'occurrence (EOO).

Section 4.10.7 : Discussion approfondie sur l'utilisation des cartes et des modèles d'habitat pour la zone d'occurrence (EOO) et la zone d'occupation (AOO).

Section 11.1 : Nouveau paragraphe sur l'utilisation de la catégorie EW si aucune sous-population n'est sauvage.

### **Modifications concernant la version 10.1 (septembre 2013)**

Section 11.2.1 : Nouveau paragraphe ajouté.

Corrections mineures apportées aux sections 4.3, 4.5 et 13.

### **Modifications concernant la version 10 (février 2013)**

Section 2 : Actualisation du Tableau 2.1 et de la Figure 2.1 ; modifications mineures dans le dernier paragraphe de la section 2.1.2 ; précisions concernant les catégories LC et NT et corrections mineures apportées aux sections 2.2 et 2.3.

Section 4.1 : Précisions concernant les définitions des termes « population » et « effectifs ».

Section 4.2 : Précisions concernant le lien entre la mobilité d'une espèce et la délimitation de ses sous-populations.

Section 4.6 : Lien entre le déclin continu et la « tendance actuelle de la population ».

Section 4.11 : Nombre de localités lorsqu'il existe deux ou plusieurs menaces plausibles graves.

Section 7 : Nouveaux paragraphes (troisième et quatrième) précisant les sous-critères i et ii pour le critère C2a.

Section 8 : Modification mineure apportée au deuxième paragraphe, précisant le « laps de temps très court » pour le critère D2.

### **Modifications concernant la version 9.0 (septembre 2011)**

Section 4.4 : Révision en profondeur des lignes directrices pour le calcul de la durée générationnelle.

Section 4.5.1 : Texte ajouté : « Si les fluctuations sont très importantes, ou qu'elles oscillent avec des durées supérieures à une génération, on peut ajuster une série chronologique supérieure à trois générations, ce qui peut fournir une estimation plus représentative de la réduction de la population sur le long terme. Cependant, quelle que soit la durée de la série chronologique employée, la réduction doit être calculée pour les trois dernières générations. Le modèle à ajuster doit être fondé sur le type de déclin, qui peut à son tour être déduit de la nature des menaces ».

Section 4.6 : Deux nouveaux paragraphes (troisième et dernier) et ajout du cinquième paragraphe (« Il convient de noter (...) »).

Section 5.5 : Phrase modifiée : « Si le déclin continuait, en revanche, il y aurait des raisons de s'inquiéter ; dans ce cas, une nouvelle évaluation sur la base des cinq critères peut indiquer que le taxon reste menacé ».

Section 10.1 : Ajout d'un nouvel exemple à la liste d'exemples pour lesquels un classement dans la catégorie NT serait justifié.

Section 10.3 : Révision en profondeur de la deuxième mention concernant la catégorie DD, dont le libellé est maintenant « L'incertitude taxonomique explique le manque d'informations ».

Cette annexe a été ajoutée.

### **Modifications concernant la version 8.1 (août 2010)**

Corrections mineures, concernant notamment le Tableau 2.1.

### **Modifications concernant la version 8.0 (mars 2010)**

Section 2.3 : Modifications mineures pour faire référence à la nouvelle section 12.

Section 4.10.5 : Plusieurs modifications mineures, concernant principalement les équations afin de les rendre plus claires.

Figure 4.4 : Nouvelle figure.

Section 5 : Nouveaux paragraphes (troisième et quatrième) précisant les sous-critères a et b.

Section 5 : Nouvelle phrase : « Si l'une de ces conditions (réversible, connue, ayant cessé) n'est pas remplie pour une partie significative de la population du taxon (10 % ou plus), il faudra appliquer A2 au lieu d'A1 ».

Section 8 : Modifications apportées aux premier et troisième paragraphes, afin de fournir des précisions et un exemple de « laps de temps très court » (en une ou deux générations).

Section 12 : Nouvelle section sur les Menaces, incluant des lignes directrices pour l'application des critères aux espèces touchées par le changement climatique mondial.

### **Modifications concernant la version 7.0 (août 2008)**

Section 2.1.1 : Approfondissement des indications sur les échelles taxonomiques, y compris sur les espèces nouvellement décrites, les espèces non décrites et les sous-populations.

Section 2.2.1 : Définition détaillée sur les raisons d'un transfert entre catégories.

Section 4 : Indications supplémentaires sur le calcul du nombre d'individus matures, la durée générationnelle, la réduction future, la zone d'occurrence (EOO) et le nombre de localités.

Section 10.3 : Avertissements de Données insuffisantes.

Section 11 : Nouvelle section sur les catégories éteintes et la mention PE.

### **Modifications concernant la version 6.2 (décembre 2006)**

Section 2.3 : Modifications apportées au paragraphe sur la comparaison entre les critères A-D et le critère E.

Section 8 : Modifications mineures apportées à la section sur les taxons connus uniquement à partir de la localité type.

**Modifications concernant la version 6.1 (août 2006)**

Modifications mineures, y compris concernant le numéro de version sur la page 1.

**Modifications concernant la version 6.0 (juillet 2006)**

Section 4.3.2 : Individus matures pour les organismes coloniaux ou modulaires.

Section 4.9 : Précisions concernant la zone d'occurrence (EOO), y compris la dispersion du risque ; l'exclusion des discontinuités ou des disjonctions est déconseillée sauf dans des circonstances extrêmes, mais cela est encouragé pour calculer la variation de l'EOO ; EOO des espèces migratoires.

Section 4.10 : Explications complémentaires sur la nécessité d'une échelle spécifique pour la zone d'occupation (AOO) ; nouvelle section sur les *Zones d'occupation fondées sur des cartes et des modèles d'habitat*.

Section 4.11 : Indications sur le nombre de localités avec différentes menaces dans des zones différentes.

Section 5 : Comment appliquer le critère A4 ; discussion sur la contradiction entre les données relatives aux populations et les données relatives aux habitats ; description du fichier Excel (CriterionA\_Workbook.xls) accompagnant les lignes directrices.

Section 6 : Lignes directrices pour l'application du critère B (numérotation pour le sous-critère a)

Section 8 : Nouvelles lignes directrices et exemple d'application du critère D2.

Section 10 : Exemples illustrant quand utiliser et quand ne pas utiliser les catégories NT et DD.

**Modifications concernant la version 5.0 (avril 2005)**

Approfondissement des sections sur les fluctuations extrêmes et la fragmentation grave ; catégorie NT dépendant des mesures de conservation.

**Modifications concernant la version 4.0 (mars 2004)**

Nouvelle section sur le *Transfert entre catégories*.

Précisions concernant le déclin continu par rapport à la réduction ; base du critère A ; A1 par rapport à A2 ; A4.

**Modifications concernant la version 3.0 (mai 2003)**

Texte ajouté pour préciser les questions concernant les taxons d'un rang inférieur à celui de la variété, les taxons introduits, la durée générationnelle pour les plantes clonales, critères spécifiques pour NT ; nouveaux exemples et références, et nombreuses modifications mineures.

**Modifications concernant la version 2.0 (janvier 2003)**

Première version couvrant l'ensemble des critères et des définitions (48 pages).

**Modifications concernant la version 1.1 (décembre 2001)**

Ajouts mineurs tels que des précisions sur le fait que « non chevauchant » ne signifie pas « isolé » (10 pages).

**Version 1.0 (juin 2001)**

La première version était intitulée « *Lignes directrices pour l'évaluation des taxons à large répartition ou ayant des populations multiples par rapport au critère A* » et est devenue la section 5.8 dans la version 2.