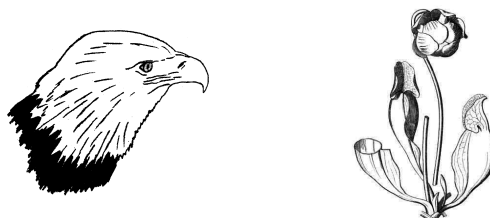


CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL
DES ESPECES DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACEES D'EXTINCTION



Session commune du Comité pour les animaux et du Comité pour les plantes
Shepherdstown (Etats-Unis d'Amérique), 7 – 9 décembre 2000

Historique du système de classification des espèces menacées de l'UICN*

I. Introduction

En 1994, l'UICN – Union mondiale pour la nature, a adopté un ensemble de règles permettant de classer des espèces dans des listes rouges d'espèces menacées et des Red Data Books. Ce nouveau système quantitatif est venu remplacer un ensemble de définitions qualitatives, en vigueur depuis le début des années 60, qui étaient couramment utilisées dans des contextes scientifiques et politiques, et auprès du grand public, pour mettre en évidence les espèces les plus menacées de la planète. L'élaboration des critères de l'UICN a pris plus de cinq ans, à compter des premières propositions jusqu'à l'adoption officielle par l'UICN. Le présent document retrace l'historique de l'élaboration de ces critères, d'un point de vue philosophique et technique, tout en examinant certains aspects fondamentaux du système.

II. Historique des listes rouges

Les listes rouges ont un objectif double: la sensibilisation et la facilitation des mesures de conservation directes. Selon l'UICN (1996), les objectifs officiellement déclarés des listes rouges sont les suivants: (1) fournir une information scientifiquement fondée sur l'état des espèces et sous-espèces au niveau mondial, (2) attirer l'attention sur l'ampleur et l'importance des menaces pesant sur la diversité biologique, (3) influencer les politiques et la prise de décision à l'échelle nationale et internationale, et (4) fournir des informations pour orienter les mesures de conservation de la diversité biologique. Pour pouvoir atteindre les deux premiers objectifs, le système de classification doit être à la fois objectif et transparent et doit, par conséquent, être inclusif (c'est-à-dire applicable au même titre à une grande variété d'espèces et d'habitats), normalisé (pour donner des résultats cohérents, indépendant de l'évaluateur ou du taxon évalué), transparent, accessible (pouvoir être appliqué par des personnes très différentes), scientifiquement défendable et assez rigoureux (il serait difficile de classer des espèces sans disposer de preuves suffisantes indiquant qu'elles sont effectivement ou ne non pas menacées). De plus, un système cohérent, permet d'utiliser les changements apportés à la liste durant une période donnée comme indicateur général de l'évolution de l'état de la diversité biologique dans le monde entier.

Les troisième et quatrième objectifs déclarés des listes rouges impliquent qu'elles doivent influencer les responsables et les décideurs: dans ce cas, le problème est plus compliqué. Généralement, les mesures de

* Le présent document a été préparé par l'UICN

conservation se prennent au niveau national et local, et non pas à l'échelle mondiale. Il n'existe que peu de mécanismes permettant d'assurer la conservation des espèces au niveau supranational. Même la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) et la Convention sur la diversité biologique (CBD), qui sont des accords mondiaux entre plusieurs pays, sont tributaires de l'application par les États parties. Le but des listes rouges est donc de concentrer les mesures de conservation nationales et locales sur les espèces qui ont le plus besoin d'un soutien. Il importe toutefois de reconnaître que, pour diverses raisons, les priorités de conservation les plus urgentes à l'intérieur des pays ou des régions ne correspondent pas forcément aux espèces les plus menacées de ces pays ou régions (Gardenfors, 1996). Certaines espèces peuvent se trouver dans une situation *relativement* sûre à l'intérieur d'une zone politiquement définie et néanmoins être menacées à l'échelle mondiale, tandis que d'autres espèces relativement sûres à l'échelle mondiale peuvent se trouver à la limite de leur aire de répartition géographique et, par conséquent, être gravement menacées dans une région donnée. C'est pourquoi le rôle des listes rouges mondiales sur le plan national doit se limiter à donner une forme et une force aux plans de conservation, et à faciliter l'intégration des mesures locales dans un contexte mondial. Les pays peuvent choisir d'utiliser des informations mondiales pour leurs propres évaluations de diverses manières (Avery *et al.*, 1995; Warren *et al.*, 1997) mais, à ce jour, l'UICN s'est contentée de donner une orientation générale (Gardenfors, 1996; UICN, 1994).

Une autre question à prendre en considération est le fait que les listes mondiales d'espèces menacées ne permettent pas une évaluation simple des *priorités* mondiales de conservation de ces espèces. Bien qu'une évaluation des risques soit un élément indispensable de toute évaluation des priorités de conservation, elle ne suffit pas en tant que telle. L'établissement des priorités devrait prendre en considération beaucoup d'autres facteurs, y compris: l'évaluation des chances de réussite de mesures correctives prises pour une espèce particulière, les avantages élargis, pour la diversité biologique, découlant des mesures de conservation dirigées (par exemple pour d'autres espèces de la même région, pour l'état de l'habitat ou de l'écosystème), et les réalités politiques, économiques et logistiques. Dans certaines circonstances, des facteurs supplémentaires seront également intégrés dans l'évaluation des priorités, tels que la particularité phylogénétique de l'espèce (Vane-Wright, Humphries & Williams, 1991), le statut des mesures de protection existantes, la valeur économique réelle ou potentielle, les spécialisations écologiques présentant un intérêt particulier, et le niveau d'information sur l'espèce (Collar *et al.*, 1992; Mace, 1995; Millsap *et al.*, 1990; Molloy & Davis, 1992).

III. Élaboration des nouveaux critères 1989-1994

En 1988, le Comité directeur de la CSE a demandé la préparation d'un document de travail, et a invité un groupe de scientifiques, membres ou non la CSE, d'y participer. En réponse, des avant-projets ont été préparés et diffusés au sein de l'UICN en 1989. Les examens et révisions successifs de ces documents ont abouti à une proposition spécifique définitive qui a été publiée en 1991 (Mace & Lande, 1991). Cette proposition comprenait de nouvelles définitions quantitatives des catégories de menace – 'Critique', 'Menacé' et 'Vulnérable' – ainsi qu'un ensemble de critères pour la qualification des menaces. Mace et Lande (1991) ont souligné que leur proposition convenait tout particulièrement aux vertébrés, tout en suggérant d'adopter une approche similaire pour élaborer des critères simples applicables à d'autres taxons importants. Ils ont également souligné certains objectifs fondamentaux du nouveau système, et la justification de base d'un système comportant trois catégories et reflétant des niveaux croissants de risque pour des échelles de temps décroissantes. Dans la proposition de Mace et Lande (1991), les catégories sont définies de façon précise en termes de risque d'extinction, mais un ensemble de critères fondés sur les effectifs, la fragmentation de la population et le déclin des effectifs, observé ou projeté, a été mis au point, qui équivaut pratiquement à ce niveau de risque.

Cette proposition, qui était censée être revue et approfondie, a néanmoins été appliquée telle quelle à plusieurs groupes d'animaux, notamment par le biais d'une série d'ateliers sur les plans d'évaluation et de gestion de la conservation, organisés par le Groupe de spécialistes de l'élevage à des fins de conservation de la CSE (Seal, Foose & Ellis-Joseph, 1994); il y eut également une proposition visant à élargir le nouveau système d'inscription des espèces aux Annexes de la CITES. La CSE décida que des travaux supplémentaires s'imposaient pour vérifier et valider les propositions, et élargir leur applicabilité. En 1992, des commentaires furent demandés à divers experts et deux ateliers furent organisés en novembre au mois de novembre (Mace

et al., 1992). Des documents de base examinant les systèmes d'évaluation des priorités et des risques pour la conservation utilisés ailleurs furent à la disposition des participants avant les ateliers. Des biologistes appartenant au monde universitaire furent également priés de réagir à la définition et à l'évaluation de l'extinction et des risques d'extinction afin de compléter les points de vue des praticiens de la conservation. Lors du premier atelier, des biologistes et des praticiens de la conservation connaissant différents groupes taxinomiques majeurs, soumièrent des propositions de critères pour les vertébrés supérieurs, les vertébrés inférieurs, les invertébrés et les plantes, en prenant l'approche de Mace et Lande (1991) pour modèle. Lors du deuxième atelier, les discussions portèrent sur des sujets plus généraux, en rapport avec l'établissement et l'utilisation des listes d'espèces menacées dans la gestion de la conservation et dans la législation. Il apparut, notamment, qu'il existait un ensemble harmonieux d'exigences liées aux listes rouges de l'UICN et aux critères biologiques applicable à l'inscription d'espèces aux annexes de la CITES.

A la fin des ateliers, quatre groupes de projets de critères furent préparés, applicables à la majorité des groupes taxinomiques importants, et un petit groupe de rédaction composé de huit membres fut chargé par la CSE de mener à bien cette tâche. Ce groupe se réunit à trois reprises, fin 1992 et en janvier 1993. Il apparut qu'il existait énormément de chevauchements entre les quatre ensembles de critères et il fut décidé assez rapidement de les fondre en un seul ensemble de critères qui seraient applicable à toutes les espèces. Cela signifie que les différents critères fonctionnent comme un ensemble de filtres indépendants; tant qu'une espèce les remplit en atteignant les valeurs minimales fixées pour un critère au moins, peu importe que les autres critères soient ou non remplis, ou même, qu'ils ne conviennent pas. Ce concept s'est révélé difficile à communiquer; de nombreux utilisateurs estiment toujours que ce système est inapplicable car le même ensemble de critères ne peut jamais convenir à toutes les espèces (par ex. Kuzmin *et al.*, 1998).

La première mouture de la nouvelle version des critères de menace préparée par le groupe de rédaction a été examinée par l'atelier tenu en février 1993; à l'issue de plusieurs autres révisions, la proposition (qui s'appelle aujourd'hui version 2.0), a été publiée dans *Species* (le journal des membres de la CSE/UICN) en juin 1993 (Mace *et al.*, 1992)¹. Les 7000 membres de la CSE recevant *Species* furent priés d'envoyer leurs commentaires et critiques. Simultanément, plusieurs groupes de spécialistes furent engagés à effectuer des tests plus formels des critères, à en communiquer les résultats, et à commenter la maniabilité et l'applicabilité du système. A la fin du mois d'août 1993, plus de 70 réponses avaient été envoyées, y compris des résultats de tests résultant de l'application des propositions de critères à plus de 500 espèces appartenant à une large gamme de groupes taxinomiques (par ex. bryophytes, orchidées, cactus, cycas, conifères, mollusques, demoiselles et libellules, papillons, poissons d'eau douce, tortues, crocodiles, oiseaux d'eau, primates d'Afrique, équidés, ovidés et caprins). En septembre et octobre 1993, le groupe de rédaction et d'autres groupes se réunirent pour examiner ces commentaires.

C'est ainsi qu'une révision des critères fut préparée vers la fin de 1993 (version 2.1) (UICN, 1993), laquelle fut distribuée à tous les membres de l'UICN et présentée à l'Assemblée générale de l'UICN à Buenos Aires en janvier 1994. Les réactions des membres de l'UICN et d'autres intéressés continuèrent à affluer jusqu'au début de 1994, et d'autres révisions eurent lieu pour aboutir à une version définitive (version 2.2), qui fut, elle aussi, publiée dans *Species* (Mace & Stuart, 1994). Cette version était très proche de la version que l'UICN finit par adopter en novembre 1994 (mais pas identique), et servit à la préparation de *Birds to Watch 2* (Collar, Crosby & Stattersfield, 1994).

La version acceptée par le Conseil de l'UICN (version 2.3) a été publiée sous forme de brochure (UICN, 1994); elle comprend une description formelle des catégories, critères, règles et définitions. Bien que des versions abrégées aient été publiées ailleurs, on a toujours conseillé aux utilisateurs de consulter ce document, ou la documentation disponible sur l'Internet (<http://www.iucn.org/themes/CSE/redlists/CSE-rl-c.htm>), étant donné que cette source d'information est spécifique et complète, alors que les versions condensées se prêtent à une fausse interprétation.

¹ Bien que cette publication soit datée de 1992, elle fut en réalité imprimée et distribuée au milieu de 1993.

IV. Évaluer le risque d'extinction – historique des critères

Les catégories de l'UICN pour les listes rouges visent à refléter la probabilité d'extinction d'un taxon donné dans les circonstances actuelles. Pour évaluer cette probabilité, il importe de considérer à la fois les menaces extrinsèques pesant sur les espèces et les caractéristiques biologiques accroissant leur vulnérabilité à l'extinction. Nous examinerons ici les méthodes d'évaluation du risque d'extinction utilisées pour établir le système de l'UICN.

Les principaux processus aboutissant à l'extinction sont liés aux activités humaines et résultent de la perte d'habitats, de la surexploitation, des espèces introduites et de leurs interactions (Diamond, 1989). De nombreux sous-types viennent s'ajouter à ces processus majeurs (voir Lande, 1998). Ces divers processus peuvent être considérés comme les facteurs extrinsèques, les causes ultimes d'extinction, tels que les décrit Simberloff (1986), ou encore comme les agents responsables du 'paradigme des populations en déclin' décrit par Caughley (1994). Ces processus sont responsables du spasme d'extinction actuel, si différent des périodes d'extinction naturelle déterminées à partir des fossiles, dont la fréquence est incommensurablement plus faible (May, Lawton & Stork, 1995; Pimm *et al.*, 1995).

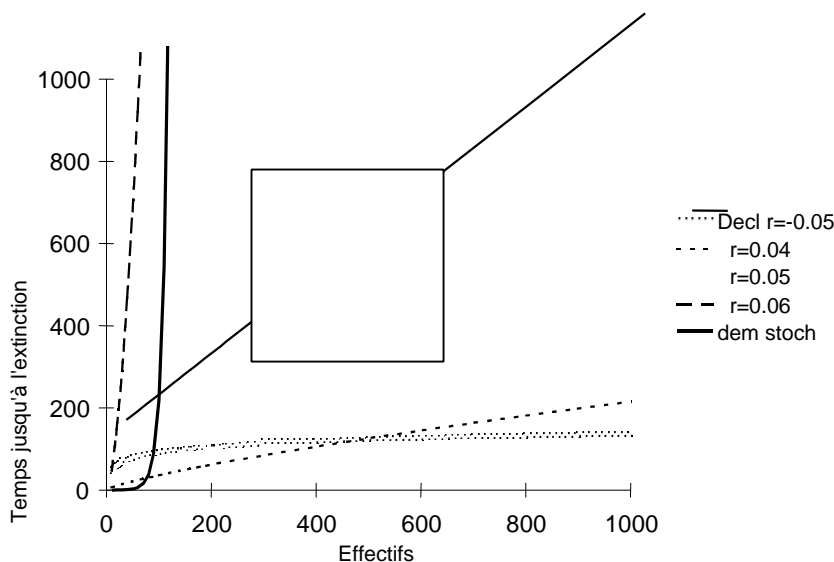
Il est essentiel de comprendre la nature des processus actuels de menace anthropique pour évaluer les probabilités d'extinction, du fait de leur importance capitale et parce que l'on peut s'attendre à ce que leurs effets changent, de façon non linéaire, avec l'augmentation de la densité de la population humaine. Au bout du compte, les effets de ces facteurs intrinsèques sur une espèce sont variables et dépendent de son écologie, de son évolution biologique, de sa physiologie ou de sa distribution. Les caractéristiques des espèces sujettes à l'extinction ont été étudiées de façon plus approfondie par des biologistes, au même titre que les effets des facteurs externes et les interactions entre les deux (Caughley, 1994), ce qui entraîne une certaine polémique quant à l'importance relative de chacun d'eux. Toutefois, les deux approches sont clairement nécessaires (Hedrick *et al.*, 1996) si nous voulons améliorer la fiabilité des prédictions relatives au risque d'extinction.

Notre connaissance de la nature et des liens de causalité de l'extinction des espèces peut être documentée par plusieurs types de preuves. Premièrement, bon nombre d'études empiriques ont recensé les caractéristiques des espèces sujettes à l'extinction. On s'est aperçu que l'extinction locale était plus importante pour les espèces ayant une aire de répartition restreinte ou occupant un petit nombre de sites (Gaston, 1994b; Gaston & Blackburn, 1996b; Gaston & Chown, 1999; Hanski, 1982; Happel, Noss & Marsh, 1987; Simberloff & Gotelli, 1984; Thomas & Mallorie, 1985), endémiques localement (Cowling & Bond, 1991; Terborgh & Winter, 1980) ou ayant des effectifs faibles, une variabilité temporelle des effectifs élevée ou un taux de dispersion faible (Diamond, 1984; Gaston, 1994b; Karr, 1982; Newmark, 1991; Pimm, Jones & Diamond, 1988). On peut reprocher à toutes ces études qu'elles se contentent de mettre en corrélation les caractéristiques des espèces sujettes à l'extinction, étant donné que la taille des individus, la capacité de dispersion, la superficie de l'aire de répartition, la variabilité des effectifs et la densité de la population locale sont autant de facteurs interdépendants (Gaston, 1994b; Gaston & Blackburn, 1996a; Gaston & Blackburn, 1996b; Gaston & Lawton, 1988; Gaston & McArdle, 1994; Lawton, 1995; McArdle, Gaston & Lawton, 1990; Pimm, 1992). Qui plus est, mesurer l'abondance, la variabilité des effectifs, la superficie de l'aire de répartition, et comparer ces facteurs entre différentes échelles spatiales présentent certaines difficultés méthodologiques (Gaston, 1991; Gaston, Blackburn & Gregory, 1999; Gaston & McArdle, 1994). Toutefois, les études dans lesquelles l'interdépendance entre les caractéristiques de l'évolution biologique et l'échantillonnage géographique peut être vérifiée, ont révélé des associations indépendantes, avec une spécialisation au niveau de la densité de population, de la superficie de l'aire de répartition et de l'habitat, ainsi que du régime alimentaire (Foufopoulos & Ives, 1999; Purvis *et al.*, 2000).

La réponse d'une espèce à une menace est plus compliquée : elle dépendra à la fois de son évolution biologique et des conditions ambiantes. Par exemple, la stabilité des populations fluctuantes est réduite par l'exploitation (Beddington & May, 1977), la réponse des primates à l'exploitation forestière est fonction de la superficie de leur domaine vital et de la latitude à laquelle ils vivent (un corrélat de la variabilité de l'habitat) (Harcourt, 1997), les reptiles des îles continentales sont davantage sujets à l'extinction si leurs effectifs sont faibles et la spécialisation de leur habitat élevée (Foufopoulos & Ives, 1999), et l'extinction des carnivores à l'intérieur des réserves est plus forte pour ceux qui ont un domaine vital étendu (Woodroffe & Ginsberg, 1998).

Deuxièmement, on peut tirer des idées intéressantes des travaux théoriques concernant le délai d'extinction. Il est possible de montrer que les effectifs réduits sont davantage exposés à l'extinction du fait de leur sensibilité à la stochasticité démographique (Goodman, 1987; Richter-Dyn & Goel, 1972), de l'accumulation d'allèles récessifs délétères dans les situations de consanguinité (Soule, 1980), et de la perte de caractéristiques quantitatives permettant l'adaptation, ainsi que de l'accumulation de mutations légèrement délétères (Frankham, 1995a; Hedrick & Miller, 1992). Lande (1998) a examiné toutes ces prévisions par rapport à la taille minimale de la population viable qu'elles impliquent.

Figure 1. Les relations entre le délai d'extinction et la taille de la population diffèrent selon le processus responsable du déclin. Cette figure compare la forme des relations dans une situation de stochasticité démographique (dem stoch), de déclin déterministe à un taux $r = -0.05$; et la variation environnementale dans laquelle la variance environnementale = 0.05 et le taux $r = 0.04$, $r = 0.05$ et $r = 0.06$. Les effets de la stochasticité démographique sont sérieux lorsque la taille de la population est très réduite mais finissent par devenir insignifiants. L'impact de la stochasticité environnementale augmente à mesure que le rapport entre la variance environnementale et le taux de croissance de la population r augmente. Les déclin exponentiels déterministes sont toujours graves, quelle que soit la taille de la population.



Il est peu probable que la stochasticité démographique soit importante pour une population comprenant plus de 100 individus, mais la variation environnementale aléatoire, ou les catastrophes, sont des facteurs importants pour les populations de toutes tailles, et le deviennent d'autant plus que l'ampleur de la variation augmente par rapport au taux de croissance de la population (Lande, 1993a) (voir Figure 1). L'accumulation d'allèles récessifs délétères représente un problème génétique à court terme qui implique que, pour sauvegarder la variabilité génétique d'une espèce sur plusieurs centaines d'années, il faudra une taille minimale de la population effective d'au moins 50 individus. Etant donné que la taille de la population effective ne représente généralement que 10 à 20 % du nombre réel d'individus (Frankham, 1995b; Mace & Lande, 1991), ce nombre devrait être au minimum de 250 à 500 individus. Des effectifs plus nombreux sont nécessaires pour préserver la variation des caractéristiques quantitatives - pour maintenir des niveaux élevés (supérieurs à 90 %) sur plusieurs centaines d'années, il faudra une taille minimale de la population effective de 5000 individus au moins, et pour empêcher l'accumulation de mutations légèrement délétères sur plusieurs dizaines de milliers d'années, la taille minimale de la population effective devra être d'environ 10 000 à 100 000 individus. Etant donné qu'il est difficile d'estimer les principales valeurs de paramètre pour ces calculs (Franklin & Frankham, 1998; Lynch & Lande, 1998), les tailles de population critiques découlant

de ces études théoriques devraient être interprétées comme un repère concernant l'importance relative de différentes caractéristiques plutôt que comme des seuils pour la gestion (Lande, 1998).

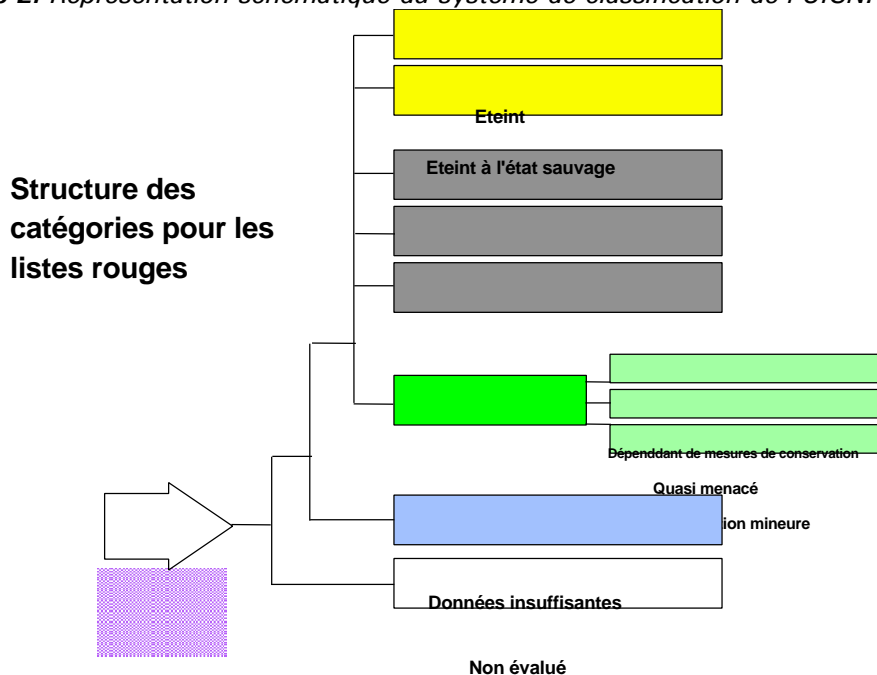
Ces études par observation, corrélationnelles, empiriques et théoriques servent de point de départ à l'élaboration de critères plus objectifs pour évaluer les risques d'extinction. Toutefois, il est clair que les processus d'extinction englobent un ensemble complexe de facteurs interactifs qu'il serait impossible de dûment simplifier. De plus, étant donné que souvent, les processus moteurs dominent les risques d'extinction, (Harcourt, 1995; Simberloff, 1986) il serait plus opportun de refléter les symptômes plutôt que des seuils théoriques dérivés. En conséquences, les nouveaux critères de menace reposent sur la détection de symptômes, et non pas de causes ou de conséquences, et utilisent ces symptômes pour classer les espèces dans des catégories de menace. Pour comprendre cela, le mieux serait de faire un raisonnement analogue à celui des décisions initiales prises dans le service des urgences d'un hôpital. Dans les deux cas, la première priorité consiste à identifier les cas exigeant une attention immédiate. Le diagnostic de la nature du problème et la conception d'un traitement reconstituant peuvent venir ensuite et incombent en principe à des spécialistes compétents (Mace & Hudson, 1999).

V. Les catégories et critères de l'UICN

1. Les catégories de menace

L'ensemble de règles complet du système de l'UICN est joint en annexe. Il compte huit catégories de menace (Figure 2).

Figure 2. Représentation schématique du système de classification de l'UICN.



Dans ce système, toutes les espèces peuvent être classées dans une catégorie, et une seule. Il existe essentiellement trois différents systèmes de classification dans les nouveaux critères. Le premier est la distinction entre 'Non évalué' et toutes les autres catégories (la première dichotomie de la Figure 2). La catégorie 'Non évalué' correspond à toutes les espèces que l'on n'a jamais essayé de classer selon ce système; elle est utile car, sans elle, on risque de confondre le statut des espèces qui ne figurent pas dans les listes rouges, et qui peuvent être soit 'non menacées', soit 'non évaluées'. La catégorie 'Non évalué' est

également utile pour suivre les mouvements d'une espèce en utilisant des systèmes de classification plus éloquentes, au fur et à mesure que de nouvelles informations s'accumulent.

La seconde dichotomie de la Figure 1 est la distinction entre les espèces auxquelles une catégorie de menace a été allouée et celles sur lesquelles les données sont insuffisantes pour établir une classification (Données Insuffisantes). La catégorie 'Données Insuffisantes' n'est pas une catégorie de menace mais indique simplement que les données sont insuffisantes pour procéder à une évaluation selon les critères.

La troisième classification constitue le principal objet du système – déterminer le niveau de menace. Deux catégories correspondent aux espèces éteintes – Eteint et Eteint à l'état sauvage – mais la définition de l'extinction est la même pour les deux. Contrairement aux anciennes définitions de la catégorie 'Eteint', qui reflétaient l'époque à laquelle des individus de cette espèce avaient été observés pour la dernière fois, la nouvelle définition insiste sur le fait que des études ont ou non eu lieu à des moments et des endroits pertinents. Il est donc possible qu'un taxon soit classé dans la catégorie 'Eteint' (ou 'Eteint à l'état sauvage') très peu de temps après que l'on ait observé des individus vivants, mais seulement s'il existe de bonnes preuves qu'il est impossible qu'il en subsiste encore. Toutefois, l'intention est généralement de prendre un maximum de précautions avant de classer un taxon dans la catégorie 'Eteint'. Une classification erronée peut avoir plusieurs conséquences délétères. Elle peut jeter le discrédit sur la liste, mais également, ce qui est peut-être plus grave encore, lorsqu'on estime qu'une espèce est éteinte, il risque d'être difficile de justifier le financement de sa conservation ou de la protection de son habitat, qui plus est, la poursuite des recherches (Collar, 1998). Récemment MacPhee (1999) a proposé de nouveaux critères permettant de classer des espèces dans la catégorie 'Eteint'. Ces propositions sont assez mal représentées dans la définition actuelle que donne l'UICN de l'extinction mais sont peut-être moins divergentes qu'il n'y paraît. En outre, elles insistent davantage sur la validité taxinomique qu'il ne conviendrait de le faire pour planifier la conservation alors que des mesures d'urgence pourraient être prises en l'absence de documentation et de description formelles des spécimens.

A l'intérieur de la classification des niveaux de menace, on trouve trois catégories pour les espèces menacées d'extinction (Gravement menacé d'extinction, Menacé d'extinction et Vulnérable). Ces catégories sont définies qualitativement par les probabilités décroissantes d'extinction dans un cadre temporel croissant, mais sont définies explicitement par cinq critères (A à E). Les catégories de menace sont imbriquées de telle sorte que tout taxon remplissant les critères de la catégorie 'Menacé d'extinction' doivent également satisfaire ceux qui correspondent à 'Vulnérable', et que tout critère correspondant à la catégorie 'Gravement menacé d'extinction' doivent également correspondre à 'Menacé d'extinction' et 'Vulnérable'.

Pour justifier la classification dans l'une ou l'autre des catégories de menace, un taxon doit satisfaire un seul de ces cinq critères. Le fait de ne pas satisfaire les autres critères n'a aucune importance. L'un de ces critères, le critère E, représente une probabilité de risque d'extinction résultant d'une analyse quantitative. Ce critère équivaut à la définition du risque d'extinction qui était utilisée dans les critères de Mace et Lande (1991). La décision de passer de ce statut, en tant que définition d'une catégorie de menace, à un critère sur cinq, du fait qu'il aurait été difficile de démontrer que les critères équivalaient aux probabilités de risque d'extinction existant dans n'importe quelle catégorie de menace. Il a également été reconnu que l'évaluation quantitative du risque d'extinction pouvait ne pas être fondée sur le principe de précaution, surtout en utilisant les modèles standard PVA (Ludwig, 1999; Taylor, 1995). Cela pose un problème particulier lorsque les évaluateurs utilisent des analyses PVA inadéquates qui ne comportent pas tous les facteurs de risque pertinents pour faire une évaluation (Akçakaya & Burgman, 1995; Beissinger & Westphal, 1998; Harcourt, 1995). Les critères permettant de classer une espèce dans une catégorie de menace sont discutés plus en détail ci-après.

La catégorie 'Faible risque' est utilisée pour les espèces qui ne satisfont à aucun critère de la catégorie 'Vulnérable'. Toutefois, nombre d'espèces satisfaisant aux critères de 'Faible risque' peuvent ne pas avoir été évaluées par rapport à certains critères, faute d'information pertinente. Etant donné que ces espèces ne peuvent pas être évaluées par rapport à d'autres critères, la décision de savoir si elles correspondent à la catégorie 'Faible risque' ou 'Données insuffisantes' peut se révéler difficile. En principe, il dépendra de la décision prise par un évaluateur quant à la pertinence des critères évalués par rapport aux critères non évalués. En revanche, un évaluateur peut ne pas tenir compte de l'inscription d'une espèce dans une catégorie de menace même s'il estime que le critère qui a motivé cette inscription n'est pas pertinent pour le taxon qu'il est en train d'étudier.

2. Critères pour les catégories 'Gravement menacé d'extinction, Menacé d'extinction et Vulnérable'

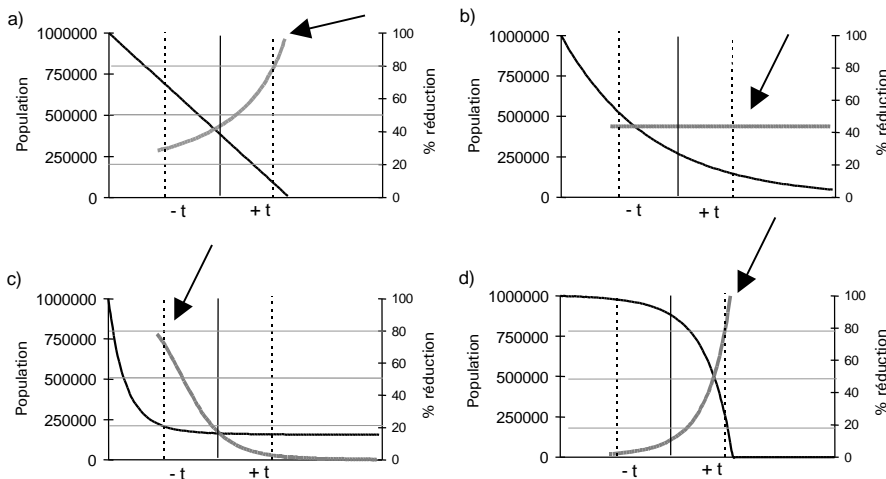
a. Critère A – Taux de déclin élevé

Le critère A vise à identifier les espèces subissant un déclin rapide, réel ou potentiel, c'est-à-dire les espèces exposées à des processus de menace impliquant des taux élevés de perte d'individus à l'intérieur d'une population. Contrairement aux autres critères, aucune limite numérique n'a été fixée quant à la taille de la population ou à l'aire de répartition géographique de l'espèce – ce critère visant à déceler un phénomène d'extinction lié à une "population en déclin" plutôt qu'à une "population restreinte" (*sensu* Caughley 1994). Le rôle du critère A est important dans le système de l'UICN, étant donné que les populations étendues ou abondantes ne pourraient sinon pas être considérées comme menacées tant qu'elles n'auraient pas atteint les valeurs critiques minimales pour la superficie ou les effectifs des critères B et C.

Le principe du critère A est illustré à la Figure 3. Une estimation de la taille actuelle de la population est comparée à une estimation du passé ou de l'avenir, et le changement sur un laps de temps précisé t est comparé aux valeurs minimales pour les catégories 'Gravement menacé d'extinction', 'Menacé d'extinction' et 'Vulnérable'. La taille de la population est ajustée à l'aide de la mesure dite des "individus matures", qui est définie spécifiquement dans le critère pour refléter la taille de la population reproductrice réelle ou potentielle. Étant donné que les individus de différentes espèces ont des durées de vie moyennes très différentes (allant de quelques heures pour les éphémères à quelques milliers d'années pour certains arbres), la période durant laquelle les déclins sont mesurés est exprimée en longueurs de génération. La longueur de génération sert de substitut pour les taux de renouvellement à l'intérieur des populations. Les espèces dont la durée de vie est longue seront davantage exposées à des taux annuels de mortalité adulte faibles (mesurés en pourcentage de perte par an) que les espèces dont la durée de vie est courte, étant donné que les adultes reproducteurs sont exposés à cette mortalité sur un plus grand nombre d'années. À l'inverse, les espèces dont la durée de vie est longue déclinent à la même vitesse (mesurée en pourcentage de variation par génération), tandis qu'une espèce dont la durée de vie est courte présentera des réductions moins importantes au cours d'une période donnée (mesurée en années). Toutefois, le cadre temporel durant lequel les déclins sont mesurés est fixé à un minimum de 10 ans, car mesurer des changements sur des périodes plus courtes serait difficile dans la pratique et, qui plus est, ne refléterait ni l'échelle de temps humaine, ni les effets des activités humaines.

Le déclin, mesuré en pourcentage de perte, peut être estimé dans le passé (Critère A1) ou dans l'avenir (Critère A2). Une espèce peut satisfaire aux critères A1, A2 ou aux deux. Étant donné les difficultés que pose l'estimation des effectifs dans la plupart des populations naturelles, ces critères permettent à l'évaluateur d'utiliser différents types d'information pour évaluer le déclin des effectifs, mais exige que ces informations soient aussi explicites que possible afin que les utilisateurs puissent s'en servir comme base pour la classification. Il est possible de le faire en inscrivant un nombre maximum de sous-critères (a) à (e). Les classifications en vertu du Critère A1 peuvent se fonder sur une observation directe (différents types de comptage), ce qui n'est de toute évidence pas faisable pour les classifications en vertu du critère A2. Pour les classifications en vertu du Critère A1 ou A2, les déclins peuvent être fondés sur des indices d'abondance (b). Cette méthode peut être pertinente lorsque les évaluateurs ne peuvent pas estimer la taille de la population mais disposent d'autres informations étroitement liées à celle-ci. Les repérages, les prises par unité d'effort, et d'autres indices peuvent alors être utilisés (Seber, 1982; Sutherland, 1996). L'évaluation des processus menaçants peuvent également être utilisés pour les classifications en fonction du Critère A, en se fondant sur la perte d'habitat (c), les niveaux d'exploitation directe et indirecte (b), et les effets des taxons introduits, l'hybridation, les agents pathogènes, les polluants, les concurrents ou les parasites (e). Toutefois, les évaluateurs doivent utiliser ces preuves indirectes avec un maximum de précaution. Par exemple, un déclin mesuré dans une zone d'habitats peut être traduit directement en un déclin équivalant dans les effectifs, surtout si cette perte concerne des zones de transition ou des habitats de qualité inférieure.

Figure 3. Différents types de déclin de population utilisés dans le Critère A. Chaque graphique montre un déclin des effectifs mesuré en temps (ligne noire épaisse) et un taux de déclin mesuré en nombre d'individus perdus par rapport aux 10 années précédentes, exprimé en pourcentage du nombre de départ (ligne grise épaisse). $-t$ et $+t$ représentent les points dans le passé et l'avenir auxquels l'évaluation est effectuée par rapport au présent, représenté par une ligne verticale épaisse. (a) un nombre constant d'individus disparaît au cours de chaque période de temps; (b) une proportion constante d'individus disparaît au cours de chaque période de temps; (c) une proportion décroissante d'individus disparaît au cours de chaque période de temps;



et (d), une proportion croissante d'individus disparaît au cours de chaque période.

Les critères ne précisent pas comment utiliser les données sur les changements temporels des effectifs pour calculer un taux de déclin passé ou pour projeter un déclin futur. Plusieurs points sont importants. Premièrement, selon la situation, il peut être indiqué d'utiliser une certaine méthode statistique pour calculer le taux de déclin. Par exemple, lorsqu'il existe une série d'estimations de population portant sur une période donnée, l'évaluateur peut introduire une ligne correspondant à la régression des moindres carrés et évaluer le taux de déclin à partir de l'inclinaison de cette ligne. Toutefois, il est souvent inopportun et peu pratique de le faire. Lorsque les populations présentent des tendances non linéaires à l'intérieur d'une période d'évaluation couvrant 3 générations, par exemple une augmentation suivie d'une diminution, il pourrait être inopportun d'intégrer une telle ligne de régression (Usher, 1991). Deuxièmement, pour de très nombreuses espèces, on ne dispose d'aucune information systématique sur les effectifs, et l'évaluateur pourra être appelé à déterminer les tendances sur la base d'informations extrêmement limitées. Le mieux à faire dans ce cas est souvent d'utiliser le nombre estimé au début et à la fin de la période de recensement couvrant 3 générations. Les problèmes potentiels que pose cette méthode vont de soi, mais il est peut-être moins évident que, même en disposant d'informations apparemment suffisantes, il est souvent très difficile de procéder à une estimation fiable des tendances démographiques. Les mesures précises des changements d'effectifs dépendent de façon cruciale de la quantité et de la qualité des données disponibles (Taylor, 1995). Lorsqu'on travaille sur une période limitée ou sur la base d'un nombre d'études restreint, il arrive que l'on omette de déceler soit un déclin réel (erreur de type II), soit un déclin inexistant (erreur de type I). Bien que des techniques statistiques comme l'analyse de puissance puissent être utilisées pour étayer les évaluations (Taylor & Gerrodette, 1993), cela ne résout guère le problème lorsque la situation est extrêmement incertaine et grave (Colyvan *et al.*, 1999). En présence d'une incertitude, l'évaluateur peut estimer nécessaire, s'il dispose de la meilleure information existante, de recourir à une analyse de données formelle et à un jugement d'expert (Colyvan *et al.*, 1999). Des méthodes et techniques à cet effet seront bientôt disponibles (Akcakaya *et al.*, sous presse).

Il arrivera souvent que l'évaluateur ne dispose pas d'information directe sur les changements d'effectifs et qu'il soit obligé d'évaluer les déclins passés ou futurs en se fondant sur des informations concernant les processus menaçants. Une analyse minutieuse est indispensable pour évaluer les déclins de population à partir de tels processus, étant donné que les liens sont rarement simples et que les populations peuvent

compenser ou s'effondrer selon la nature du processus. La figure 3 illustre une variété de trajectoires de déclin simple, où le taux de déclin des effectifs est croissant (a et d), constant (b), ou décroissant (c). Chacun de ces graphiques illustre à la fois un changement des effectifs (ligne noire épaisse) et le taux de déclin qui serait estimé à chaque point dans le temps (lignes grises épaisses). Si la ligne verticale représente le présent, les critères exigent une évaluation du déclin enregistré au cours des dix dernières années ou des trois dernières générations (selon la plus longue des deux périodes), représenté sous forme de ligne au point - t , ou le déclin prévu pour les 10 prochaines années ou les 3 prochaines générations (selon la plus longue des deux périodes), représenté par la ligne au point +t. Les déclins systématiques peuvent se dérouler de diverses manières au cours de ces périodes.

La Figure 3(a) représente une population qui décline de façon constante chaque année, de telle sorte que plus elle diminue, plus le taux de déclin augmente. Il pourrait s'agir d'une situation où la surexploitation, la concurrence interspécifique ou la prédation ont entraîné une réduction des effectifs, mais avec un taux de mortalité supplémentaire constant, peut-être en raison des effectifs des prédateurs ou des concurrents. Ici, les taux de déclin du passé permettent de classer l'espèce dans la catégorie 'Vulnérable' (déclin >20%), mais les déclins prévus, censés se poursuivre sur les mêmes bases, correspondent à la catégorie 'Menacé d'extinction' (>50%). Si les déclins se poursuivent, cette population pourrait très rapidement devenir « Gravement menacée d'extinction » (déclin >80%) ou même « Éteinte ». A la figure 3(b), la mortalité supplémentaire imputable à la menace représente une proportion constante des effectifs (c'est-à-dire que lorsque les effectifs diminuent, la mortalité supplémentaire régresse de façon proportionnelle, avec un taux de déclin est constant). Une telle situation pourrait se produire lorsque les effets de l'exploitation, de la prédation ou de la concurrence sont directement liés à l'abondance de l'espèce. La population de la Figure 3(b) remplit toujours les critères de la catégorie 'Vulnérable', et ne correspondra jamais à aucune catégorie de menace supérieure telle que définie par le Critère A, jusqu'à ce qu'elle devienne 'Éteinte'. Dans la pratique, une espèce présentant un tel schéma correspondrait à des catégories de menace supérieures en vertu des critères B, C ou D, une fois que les effectifs ou l'aire de répartition géographique auraient atteint un niveau suffisamment faible pour correspondre aux seuils de ces catégories. L'exemple de la Figure 3 c) représente un cas différent, où la mortalité supplémentaire diminue avec le temps mais où le taux de déclin régresse. Cela signifie que la mortalité supplémentaire finit par disparaître complètement et que la population peut alors se stabiliser, voire, se reconstituer. Le taux de déclin diminue progressivement de telle sorte que l'espèce qui, à l'origine, remplissait les critères de la catégorie 'Gravement menacé d'extinction' passe par les catégories 'Menacée d'extinction' et 'Vulnérable', et finit par ne plus être menacée du tout. Ce schéma est prévisible dans diverses situations – en général, il coïncide avec l'objectif des programmes de prélèvement contrôlé, qui réduisent les effectifs jusqu'à atteindre la densité à laquelle la productivité est optimale; ensuite, les prélèvements sont stabilisés à un niveau durable et il ne devrait plus y avoir de déclin des effectifs (Milner-Gulland & Mace, 1998).

Enfin, la Figure 3(d) représente l'épuisement d'une population et le taux de déclin d'une population où le taux de déclin augmente de façon exponentielle avec le temps. Cette situation n'est pas improbable, surtout en cas de fragmentation de l'habitat, et pour les espèces fournissant des biens de consommation ayant une valeur économique ou sociale élevée qui augmente à mesure que le produit se raréfie ou que les goûts du consommateur font augmenter la demande. En outre, on pourrait également enregistrer un déclin accru avec des effectifs réduits en cas de dépendance inverse de la densité (connue en tant qu'effets Allee ou anticompensation (Courchamp, CluttonBrock & Grenfell, 1999; Myers *et al.*, 1995). Dans une telle situation, le taux de déclin augmente de façon exponentielle, de telle sorte qu'en un laps de temps très court, l'espèce passe de la catégorie 'Non menacé' à celles de 'Vulnérable', 'Menacé d'extinction' et 'Gravement menacé d'extinction', avant de s'éteindre. Ce schéma a déjà été enregistré dans la pratique pour des populations d'éléphants d'Afrique (*Loxodonta africana*) et de rhinocéros noirs (*Diceros bicornis*) (Leader-Williams, Albon & Berry, 1990; Milner-Gulland & Beddington, 1993), bien que, dans ces cas précis, le taux de déclin ralentisse à des niveaux d'effectifs très réduits, de telle sorte que l'espèce réussit à se stabiliser à un nouveau niveau, néanmoins très faible, au lieu de s'éteindre.

Les quatre types simples de dynamique de déclin examinés ici constituent de toute évidence un petit sous-ensemble de tous les schémas susceptibles de se présenter dans la réalité, mais illustrent un certain nombre de questions d'ordre plus général en rapport avec le Critère A. Du fait de l'éventail de schémas de déclin plausibles et des preuves à fournir pour pouvoir appliquer les critères en respectant le principe de précaution,

le choix des valeurs minimales constitue un difficile équilibre entre les valeurs permettant de déceler les espèces en déclin bien avant qu'elles n'atteignent des niveaux dangereusement faibles et celles qui risquent de susciter la classification abusive d'espèces dont le déclin est en train de ralentir et sur le point de cesser. Les taux de déclin sélectionnés pour les critères de l'UICN n'équivalent donc pas simplement à des pertes régulières au sein d'une population de grande taille (Gillman & Silvertown, 1997; Matsuda, Yahara & Uozumi, 1997). Bien au contraire, cette méthode a été adoptée du fait que, souvent, les déclins observés au sein d'espèces préoccupantes du point de vue de la conservation se rapprochent des tendances de la Figure 3(a) et 3(d). Le problème qui se pose alors est que les valeurs minimales des taux de déclin doivent être fixées relativement bas, ce qui risque d'entraîner la classification abusive d'espèces présentant les tendances observées dans la Figure 3(b) et 3(c). Toutefois, si le taux de déclin ralentit et que la population se stabilise, voire, se restaure, l'espèce cessera rapidement de satisfaire aux valeurs minimales du Critère A. Il a été décidé de faire en sorte que la classification ne soit déterminée que par les données relatives aux taux de déclin, tout en admettant qu'il pourrait y avoir des classifications transitoires erronées jusqu'à ce que la population se stabilise ou que le taux de déclin devienne suffisamment faible pour que le critère ne soit plus rempli. Cela a soulevé une controverse, notamment quant au statut des espèces sauvages faisant l'objet de prélèvements contrôlés (Mace & Hudson, 1999; Matsuda *et al.*, 1998; Matsuda *et al.*, 1997), et il a été suggéré de procéder à une factorisation plus explicite de la résilience dans les critères (Musick, sous presse). Ce critère est en outre critiqué du fait que les espèces 'épuisées' finissent par sortir de la liste des espèces menacées, même quand leurs effectifs sont sérieusement réduits.

b. Critère B – aire de répartition réduite et déclin

Le Critère B permet à une espèce d'être considérée comme menacée lorsque son aire de répartition géographique est très restreinte ou lorsque d'autres facteurs suggèrent qu'elle encourt un risque. Ce critère a été formulé pour la première fois par le groupe de travail sur les plantes lors d'un atelier organisé par l'UICN en 1992. L'idée de base était que de nombreuses espèces se trouvent dans des situations telles que leurs effectifs ne sont pas mesurables, mais qu'un risque d'extinction élevé est apparent, comme par exemple lorsque les espèces se limitent à de petites zones ou à des vestiges d'habitats eux-mêmes en train de disparaître. Les espèces restreintes à de petites aires de répartition sont exposées à des risques d'extinction élevés du fait que ces zones peuvent être dégradées rapidement et intensivement par les activités humaines, et que ces espèces sont associées à des effectifs restreints. Même si les individus sont encore nombreux, des pertes d'habitats supplémentaires peuvent entraîner une extinction rapide. Ce groupe de travail a estimé que ce critère était pertinent non seulement pour les plantes, mais également pour nombre d'autres espèces présentes en densité élevée dans des aires de répartition restreintes.

Ce critère n'utilise pas simplement l'aire de répartition pour remplacer l'effectif. Bien qu'il existe une corrélation positive très importante d'une espèce à l'autre entre l'aire de répartition géographique totale et les effectifs, la variation est importante et les caractéristiques de cette relation changent selon l'échelle spatiale de l'évaluation (Gaston, 1994b). Dans certains cas, une espèce peut satisfaire à la fois aux critères des effectifs et de la superficie de l'aire de répartition mais le plus souvent, ces deux mesures fonctionnent de façon indépendante. De nombreuses espèces qui peuvent être considérées comme menacées en vertu du Critère B ne pourront jamais satisfaire au critère des effectifs. En revanche, certaines espèces, par exemple les mammifères marins, ne satisferont jamais au Critère B aussi proches de l'extinction qu'elles parviennent, car les caractéristiques de distribution des individus dépasseront les seuils critiques.

Il est compliqué de mesurer l'aire de répartition (Gaston, 1991; Gaston, 1994a; Gaston, 1994b; Maurer, 1994). Les critères utilisent deux quantités : la zone d'occurrence et la zone d'occupation (*au sens de* Gaston 1991). La zone d'occurrence est définie comme étant la superficie limitée par la ligne imaginaire continue la plus courte possible pouvant renfermer toutes les zones d'occurrence connues d'une espèce, induites ou projetées. Cette évaluation peut être fortement influencée par les cas de vagabondage et par des discontinuités ou des disjonctions marquées à l'intérieur de l'aire de répartition globale d'une espèce, lesquels devraient être exclus. On a délibérément donné une définition vague de la discontinuité ou de la disjonction, mais les zones composées de milieux étendus totalement impropres à l'occupation, voire souvent à la dispersion, posent des problèmes particuliers. Il serait, par exemple, malvenu d'inclure des zones océaniques extérieures dans l'estimation de la zone d'occurrence d'une espèce forestière occupant des sites sur deux continents.

La deuxième mesure de l'aire de répartition utilisée dans les critères, la zone d'occupation, permet de quantifier la superficie au sein de la zone d'occurrence occupée par une espèce. Généralement une espèce n'est pas présente dans l'intégralité de sa zone d'occurrence, puisque sa répartition spatiale n'est jamais continue. Telle qu'elle s'applique aux critères, la zone d'occupation est la plus petite superficie cruciale pour les différentes étapes de survie des populations existantes d'une espèce (par exemple, sites de nidification coloniaux, sites d'alimentation pour espèces migratrices). La taille de la zone d'occupation dépendra de l'échelle de mesure: plus la résolution est fine, plus la taille de la zone est réduite (Gaston 1991). Bien que les critères ne spécifient pas l'échelle de mesure, ils établissent qu'elle devra être choisie en fonction des caractéristiques biologiques pertinentes du taxon et que la zone d'occupation devrait être mesurée sur des grilles (ou l'équivalent), l'idée étant que les échelles utilisées reflètent le mouvement et/ou les caractéristiques de dispersion de l'espèce concernée, et que des résolutions trop fines doivent être évitées pour ces mesures. Bien que cette solution au problème de l'échelle spatiale soit tout sauf idéale, il faut savoir qu'il n'existait pas à l'époque et qu'il n'existe toujours pas de solution simple.

La mesure de la zone d'occurrence et de la zone d'occupation s'est révélée difficile pour les espèces ayant des aires de répartition linéaires (par exemple espèces intertidales, de cours d'eau et alluviales). Ces aires de répartition tendent à être très réduites du fait qu'une dimension (par exemple la largeur du cours d'eau ou de la zone intertidale) est très limitée. En fait, les espèces tributaires d'habitats linéaires sont particulièrement vulnérables, car une menace peut rapidement affecter la zone tout entière (par exemple la pollution peut facilement affecter l'intégralité d'un bassin versant). Aussi a-t-on estimé qu'aucun traitement particulier n'était nécessaire pour les espèces ayant une aire de répartition linéaire.

Contrairement au taux de déclin et à la taille des populations, il n'existe pas de cadre théorique solide en vertu duquel des aires de répartition données (pour lesquelles une taille donnée peut contenir un nombre d'individus très différents) peuvent être associées à différents niveaux de risque d'extinction. Ainsi, bien qu'un tel critère ait été considéré comme essentiel pour la classification de nombreux groupes d'organismes (lorsque les données sur les effectifs ne sont pas disponibles ou n'ont pas une importance primordiale pour déterminer le risque d'extinction), le choix des seuils critiques pour le Critère B a posé des difficultés du point de vue tant méthodologique que biologique. Les décisions finales ont été largement prises sur une base itérative d'essais et d'erreurs, et de tests empiriques effectués par des spécialistes de la CSE utilisant des données sur diverses espèces pertinentes. Cela a abouti au maintien d'un ratio constant de valeurs limites pour la zone d'occurrence et la zone d'occupation (différence d'un facteur de 10) dans chacune des catégories 'Gravement menacé d'extinction', 'Menacé d'extinction' et 'Vulnérable', et de limites pour la première fixées à 100km², 5000km² et 20 000km². Toutes ces superficies, qu'il s'agisse de la zone d'occupation ou de la zone d'occurrence, sont comparativement restreintes, étant donné que, dans ces seuls cas, l'aire de répartition elle-même est susceptible d'être associée à des niveaux élevés de risque d'extinction.

Sauf si elle est extrêmement réduite (voir Critère D), une aire de répartition limitée n'est pas un critère suffisant en tant que tel pour considérer une espèce s comme menacée. De nombreuses espèces ont persisté avec un succès relatif sur de longues périodes, avec une aire de répartition mondiale réduite et un risque d'extinction limité. Pour qu'une espèce satisfasse au Critère B, il faut donc qu'elle présente au moins deux ou trois autres symptômes de risque. Ici, les conditions sont difficiles à remplir pour éviter une classification abusive : il faut qu'il y ait des preuves suffisantes attestant que la population (a) subit un déclin continu, (b) est dangereusement fragmentée ou limitée à quelques sous-populations indépendantes, ou (c) sujette à des fluctuations extrêmes. Toutes ces conditions accroîtront le risque d'extinction sur la base d'études empiriques et théoriques (voir Pimm, 1992).

La critique exprimée par certains commentaires est que le Critère B est trop inclusif et comporte des valeurs minimales trop élevées, entraînant la classification abusive d'un grand nombre d'espèces comme menacées (Keith, 1998). Dans certains cas, cette critique résulte de l'application des critères mondiaux à une échelle régionale. À l'intérieur d'une zone particulière, géographiquement ou politiquement définie, il peut arriver que toutes les formes endémiques locales satisfassent au statut 'Menacé' en appliquant les critères, si la superficie totale analysée est réduite, s'il existe une faible hétérogénéité de l'habitat et si les menaces s'étendent à l'ensemble de l'habitat. De toute évidence, de telles listes ne permettant pas de distinguer l'état de conservation au sein des espèces ne sauraient être utiles pour la planification locale de la conservation.

Cela ne signifie pas pour autant que les critères soient mal formulés pour une analyse à l'échelle mondiale. En revanche, nous considérons qu'il est raisonnable de classer toutes les espèces dont l'habitat est restreint, à condition que ce dernier soit clairement menacé. De même, on a suggéré que les différents critères devraient aboutir à des évaluations de menace similaires d'une espèce à l'autre, et que les effectifs classés dans les catégories de menace devraient être répartis de façon régulière (Keith, 1998). Toutefois, nous ne voyons à priori aucune raison de le faire, étant donné que les critères sont censés fonctionner indépendamment les uns des autres et que les menaces sont censées varier d'un habitat et d'une espèce à l'autre.

c. Critère C – effectifs réduits et déclin

Le Critère C remonte à la proposition originale de Mace et Lande (1991) et insiste sur les populations numériquement réduites et connaissant un déclin continu. De tous les critères, le Critère C est celui qui est le plus facile à intégrer dans un cadre théorique. Le choix des valeurs minimales pour le nombre d'individus matures se fonde sur des valeurs théoriques pour des populations viables minimum (voir ci-dessus) ajustées de façon à refléter des échelles de temps adaptées aux critères. Condition initiale à remplir: la population doit compter moins de 10 000 individus matures (pour classée 'Vulnérable'), 2500 individus matures (pour être classée 'Menacée d'extinction') et 250 individus (pour être classée 'Gravement menacée d'extinction'). La décroissance rapide des effectifs critiques reflète ce que nous ont appris les études théoriques sur les relations générales entre la taille de la population et le délai d'extinction, sous divers types de stochasticité environnementale et démographique (Lande, 1993a; Lande, 1998).

Une population subissant un déclin continu peut immédiatement être classée comme menacée si le taux de déclin correspond aux valeurs minimales du Critère C1. Si l'on sait qu'un critère est connu ou prévu et n'est pas mesurable, ou pas suffisamment grave pour correspondre aux seuils du Critère C1, l'espèce peut satisfaire au Critère C2 à condition que sa population soit gravement fragmentée ou se présente sous la forme d'une seule unité. Une espèce ne peut pas satisfaire au Critère C du simple fait qu'elle correspond aux seuils fixés pour les effectifs ou qu'elle est en déclin, car cela reviendrait à admettre des espèces qui sont encore nombreuses mais déclinent très rapidement. En fait, les conditions supplémentaires sont plus difficiles à remplir dans le cas du Critère B que dans le cas du Critère C, car il existe dans le Critère C une preuve directe attestant que les effectifs sont déjà réduits, ce qui n'est pas nécessairement le cas pour B. Ainsi, bien que les Critères B et C soient comparables, la différence entre les aires de répartition et les effectifs en tant que points d'accès aux critères signifie que les conditions auxiliaires ne doivent pas être les mêmes pour chaque critère (à la différence de Keith, 1998).

d. Critère D - Effectifs très réduits

Le Critère D est le seul critère permettant de classer une espèce comme menacée sans aucune preuve attestant qu'elle a subi, qu'elle subit ou qu'elle subira un déclin quelconque. Si ce critère a été établi, c'est parce que des modèles théoriques ont montré que les populations numériquement réduites peuvent être exposées à des risques d'extinction relativement élevés du seul fait de processus internes. Le terme « stochasticité démographique » a été utilisé pour décrire le processus par lequel la variation aléatoire entre individus dans le taux démographique ou la variation aléatoire de la proportion des sexes peut à elle seule entraîner l'extinction de la population (Goodman, 1987; Lande, 1993b); l'importance de ces circonstances est soutenue empiriquement par plusieurs études portant sur des populations très restreintes (Gaona, Ferreras & Delibes, 1998; Kokko & Ebenhard, 1996; Legendre *et al.*, 1999). Toutefois, bien que la stochasticité démographique soit généralement peu importante pour les populations comportant moins d'une centaine d'individus, ces effets délétères sont amplifiés par le cycle biologique et les différences comportementales entre les espèces (Legendre *et al.*, 1999; Sorci, Moller & Clobert, 1998). Ainsi, les valeurs minimales utilisées dans les critères sont plus élevées.. Cela signifie, pour la catégorie 'Vulnérable', toute espèce comprenant moins de 1000 individus matures peut y figurer, les chiffres correspondant aux catégories 'Menacé d'extinction' et 'Gravement menacé d'extinction' étant respectivement de 250 et 50. L'échelle de ces valeurs reflète la relation entre les effectifs et le délai d'extinction (Figure 2).

Le Critère D comporte un sous-Critère D2 qui ne s'applique qu'à la catégorie 'Vulnérable'. D2 permet de classer des espèces uniquement sur la base d'une aire de répartition très restreinte (aire de répartition équivalant à D1). Toutefois D2 est théoriquement distinct, étant donné qu'il ressort implicitement de la

définition qu'il ne convient pas de se fonder uniquement sur la superficie restreinte d'une aire de répartition pour classer une espèce dans cette catégorie. Il convient, au contraire, de prouver que l'espèce est véritablement menacée *du fait* de son aire de répartition très restreinte. Le libellé est le suivant : 'Population caractérisée par une restriction aiguë de sa zone d'occupation (en règle générale moins de 100 km²) ou du nombre de sites (en règle générale moins de 5). Un tel taxon serait donc sensible aux effets d'activités humaines (ou à des événements stochastiques dont l'impact est accru par des activités humaines) ; il pourrait réagir très rapidement et dans un avenir imprévisible et, par conséquent, devenir 'Gravement menacé d'extinction' ou même 'Eteint en un laps de temps très court'. Ce sous-critère est parfois utilisé à mauvais escient du fait, notamment, qu'on a tendance à appliquer les seuils numériques cibles à partir de la première phrase de la définition, sans tenir compte de la deuxième moitié. Les tableaux récapitulatifs des critères, tels que ceux qui ont été publiés par l'UICN en 1990, ne comportent généralement que des directives numériques, ce qui pourrait avoir favorisé les interprétations abusives.

Si D2 n'a pas été élargi à des catégories de risque supérieures, c'est qu'on a estimé qu'il serait toujours assez difficile de justifier une classification sur cette base et que, même si elle pouvait être justifiée en vertu du principe de précaution aux très faibles niveaux de risque d'extinction inhérents à la catégorie 'Vulnérable', elle ne pouvait l'être pour les catégories 'Menacé d'extinction' et 'Gravement menacé d'extinction'. Certains utilisateurs estiment que D2 devrait être élargi pour permettre des classifications dans des catégories plus élevées que 'Vulnérable' pour les espèces extrêmement restreintes (Seddon, 1998), d'autres estimant en revanche que D2 est trop inclusif et ne reconnaît que, pour beaucoup d'espèces, la rareté est un état naturel et que seuls certains types d'espèces rares sont véritablement susceptibles d'extinction (par exemple de Lange & Norton, 1998).

e. *Critère E – analyse quantitative défavorable*

Le Critère E permet à l'évaluateur d'utiliser n'importe quel type d'analyse quantitative pour évaluer le risque d'extinction, qui est alors comparé aux seuils de risque d'extinction établis pour chaque catégorie. Ces seuils sont exprimés en tant que probabilité d'extinction dans un cadre temporel. Le cadre temporel est mesuré en années ou en générations, comme dans la formulation du Critère A, selon la plus longue des deux périodes. Les arguments invoqués à l'appui de ces seuils sont pratiquement identiques à ceux de Mace et Lande (1991), si ce n'est que, pour la catégorie 'Gravement menacé d'extinction', le cadre temporel passe de 5 à 10 ans (5 ans ayant été estimé une période trop courte pour s'appliquer à l'autre critère).

Le terme analyse quantitative a été choisi avec soin pour que l'on n'ait pas l'impression que ce critère implique nécessairement une analyse de viabilité d'une population (AVP). En fait, le Critère E peut être utilisé dans tous les cas où une estimation solide du risque d'extinction est réalisable. Cela est souvent possible sans information détaillée sur la dynamique de la population, mais en se fondant sur des informations relatives à l'état de l'habitat. Par exemple, une espèce peut être endémique dans une région et incapable de migrer ailleurs pour sa survie, alors que des droits forestiers ont été cédés pour permettre le déboisement complet d'une parcelle sur une période de 20 ans. Cette espèce remplit certainement les critères de la catégorie 'Menacé d'extinction'. Elle peut être considérée comme 'Gravement menacée d'extinction' si elle occupe moins que la totalité de la zone et s'il y a au moins une chance sur deux que les zones correspondant à son habitat critique soient déboisées durant les 10 premières années. De nombreux cas similaires (où le Critère E est applicable) impliquent des changements d'utilisation des sols et des niveaux d'exploitation prévus. Autre situation dans laquelle ce critère serait applicable: un risque élevé connu d'invasion par une espèce dont la présence serait désastreuse pour les espèces résidentes.

En général, une analyse de viabilité d'une population ferait partie de l'évaluation. Aucune norme n'a été précisée quant au type d'analyse de viabilité à effectuer, mais les règles exigent que la structure du modèle et les données utilisées dans une telle analyse soient explicites. En fait, l'UICN a rarement recouru à des analyses de viabilité d'une population dans ses évaluations (voir ci-après), et nous estimons que cela se justifie dans ces circonstances. Une généralisation du modèle d'analyse de viabilité d'une population dans de telles évaluations pose plusieurs problèmes potentiels. Premièrement, malgré l'exigence de rendre cet exercice soit aussi explicite que possible, dans la pratique, il est relativement difficile de répertorier et de justifier les antécédents d'une analyse de viabilité d'une population sans une documentation volumineuse. Les classifications en vertu du Critère E sont alors souvent nettement moins transparentes que celles qui

relèvent d'autres critères. Deuxièmement, les résultats d'une analyse de viabilité d'une population peuvent être très sensibles aux niveaux de certaines variables d'entrée. Par exemple, des changements anticipés dans la disponibilité de l'habitat, l'incidence et la gravité des catastrophes, les niveaux de mortalité et l'interaction entre la taille de la population et la dépression de consanguinité, sont autant de facteurs susceptibles chacun de déterminer la catégorie de risque d'extinction, si on leur attribue des valeurs plausibles, bien qu'improbables, dans un modèle d'analyse de viabilité d'une population. Il serait très difficile pour l'UICN de surveiller et de garantir des normes dont l'exactitude dépend de la validation de nombreuses variables aussi problématiques (Ludwig, 1996; Ludwig, 1999; Mangel & Tier, 1994). Enfin, les modèles d'analyse de viabilité d'une population peuvent être contraires au principe de précaution car, faute de données fiables, ils tendent à prendre des valeurs favorables pour des paramètres clés (par exemple, Armbruster, Fernando & Lande (1999)). C'est pourquoi beaucoup de praticiens considèrent qu'il vaut mieux utiliser l'analyse de viabilité d'une population pour évaluer les risques inhérents aux différents processus, ou les avantages relatifs des différentes stratégies de gestion, et non pas pour mesurer le risque absolu d'extinction (Akçakaya & Burgman, 1995; Beissinger & Westphal, 1998; Lindenmayer *et al.*, 1993). Nous partageons ce point de vue et recommandons d'utiliser le Critère E pour des exercices de modélisation simples et explicites, plutôt que pour incorporer les résultats de modèles détaillés multiparamètres, portant sur des espèces et des habitats particuliers.

VI. Caractéristiques majeures de la procédure de rédaction

Tout au long de la période de rédaction, de consultation et de remaniement des critères, plusieurs caractéristiques du système ont été débattues, et ont surgi régulièrement dans les discussions, depuis l'adoption du système. Nous allons passer en revue certaines de ces caractéristiques en expliquant la nature des débats et la façon dont ils ont finalement été résolus.

1. Exactitude et précision

Outre la nécessité d'établir un système convivial et objectif, il était exigé que les classements soient aussi robustes et exacts que possible. L'état de conservation des espèces soulève des controverses de plus en plus fréquentes, importantes d'un point de vue tant politique qu'économique, et le système de classification des espèces risque de faire l'objet d'une révision attentive, voire, d'être remis en question sur le plan juridique. Le résultat contre-intuitif du passage critères qualitatifs à des critères quantitatifs est que les classifications risquent d'être davantage contestées et plus difficiles à justifier. Il s'agit là d'une véritable dilemme, étant donné que le nouveau système revient en réalité à une évaluation probabiliste (à savoir: classer une espèce dans une catégorie de menace signifie simplement qu'il existe une probabilité donnée que l'espèce s'éteigne en un laps de temps donné).

Les catégories et critères étaient censés reposer sur le principe de précaution et aboutir à des classifications dans tous les cas où les espèces présentaient des symptômes compatibles avec une extinction imminente. Les catégories de menace ('Gravement menacé d'extinction', 'Menacé d'extinction' et 'Vulnérable') n'impliquent pas de probabilité exacte de risque d'extinction pour chaque espèce y figurant. Comme leur nom l'indique, ces catégories constituent des groupes distincts. Ce système est censé être exact, en ce sens qu'une plus grande proportion des espèces inscrites dans les catégories de menace supérieure s'éteindra probablement en des laps de temps plus courts. Nous pensons que ces proportions et périodes correspondent généralement aux valeurs octroyées à chaque catégorie dans le Critère E, ce qui ne peut toutefois être démontré. Quoi qu'il en soit, cela n'a rien à voir avec le fait de d'attendre à ce que le risque d'extinction exprimé par le Critère E s'applique à une espèce remplissant n'importe quel autre critère de ce niveau. Ainsi, dire que certaines classifications effectuées en vertu des Critères A et E sont très différentes n'est pas une critique pertinente (Matsuda *et al.*, 1998; Matsuda *et al.*, 1997). Les catégories de l'UICN ne représentent nullement une prévision robuste de l'avenir d'une espèce particulière, mais offrent simplement un moyen précis de classer des espèces exposées à des risques d'extinction similaires.

Inévitablement, des espèces classées comme menacées ne s'éteindront en fait jamais. Ce système étant probabiliste, la probabilité qu'une espèce inscrite dans une catégorie quelconque s'éteigne n'est que limitée. Qui plus est, ce système repose sur le principe de précaution, et dans tout système fondé sur la méthode de l'aversion au risque, il est inévitable que certaines espèces soient classées dans des catégories de risque trop

élevées (Mace & Hudson, 1999). Enfin, le fait même d'inscrire des espèces sur une liste rouge devrait entraîner un renforcement des mesures de conservation et de protection, devenant ainsi une prophétie d'abnégation de soi. On avait espéré réduire au minimum le nombre d'espèces qui feraient l'objet d'une classification abusive, mais cela est impossible sans exclure certaines espèces qui *devraient* être classées. Il est difficile d'établir une telle distinction. Nous avons constamment insisté sur le fait qu'une inscription sur les listes rouges ne constitue pas un acte de conservation en soi. Une telle inscription devrait simplement indiquer qu'il convient de porter son attention sur certaines; à ce stade, les organismes compétents qui disposent souvent d'informations plus détaillées, doivent être prêts à assumer la responsabilité d'une réponse appropriée (Mace & Hudson, 1999).

2. Menaces stochastiques

La caractéristique fondamentale du nouveau système est son intention de mesurer le risque d'extinction et non pas d'autres facteurs, tels que rareté, rôle écologique ou importance économique, qui font souvent partie des systèmes accordant la priorité à la conservation (Burgman *et al.*, 1999; Mace, 1995; Munton, 1987). Ainsi, les caractéristiques de l'abondance et de la zone d'occupation jouent-elles généralement un rôle plus important dans la classification d'une espèce que l'évaluation des effectifs ou de l'aire de répartition; il n'est donc pas interdit d'établir une projection de la taille future d'une population (en vertu du Critère A2), sur la base de la dynamique des menaces connues. Toutefois, cette stratégie pose de nouvelles difficultés du fait qu'il existe différents types de processus d'extinction, allant de facteurs hautement prévisibles et déterministes (tel que le défrichage massif d'un habitat), à des événements imprévisibles et stochastiques (tels qu'invasions, maladies ou changements politiques ou économiques affectant une espèce).

Depuis les premiers stades de la conception des critères, cette situation a entraîné un débat, qui se poursuit encore, concernant la classification à bon escient de populations réduites et stables, par opposition à des populations nombreuses mais en déclin. Dans les versions antérieures, une catégorie 'sensible' avait été ajoutée (Mace *et al.*, 1992). Elle se distinguait des autres catégories de menace mais pouvait être utilisée pour classer les espèces rares (dont les effectifs étaient très limités ou l'aire d'occupation très restreinte), et qui étaient apparemment toujours sujettes à l'extinction, malgré l'absence de tendances ou de menaces apparentes. Le débat concernant la catégorie 'sensible' s'articule autour du fait que de nombreuses espèces sont naturellement rares (Gaston 1994, 1997) et possèdent des caractéristiques biologiques leur permettant de persister dans cet état (même si la rareté en tant que telle n'est visiblement pas une caractéristique d'évolution). Toutefois, ces formes très restreintes sont assurément plus vulnérables aux processus tant naturels qu'anthropiques susceptibles d'affecter soudainement et gravement leur état, que ne le sont les espèces plus abondantes et répandues. En fait, un critère ou une catégorie correspondant à une espèce «rare» a pour effet d'accroître largement le nombre d'espèces classées, entraînant inévitablement l'inclusion de nombreuses espèces très peu susceptibles de s'éteindre dans des cadres temporels écologiques. Toutefois, sans une telle catégorie ou critère, nombre d'espèces perçues comme étant la clé de la préservation globale de la diversité biologique figurent simplement dans la catégorie 'faible risque' aux côtés des formes les plus abondantes et répandues.

La décision relative à la procédure à adopter pour ces espèces a changé plusieurs fois durant le processus de rédaction. Il a finalement été décidé d'autoriser un critère relativement restrictif pour les espèces rares (Critère D2) dans la catégorie 'Vulnérable' (et non pas aux niveaux de menace supérieure) et de l'intégrer dans l'un des critères existants (Critère D). Toutefois le débat continue et réapparaît une fois de plus dans la révision en cours des critères (voir ci-après).

3. Critères communs à toutes les espèces

Un problème encore plus complexe a été de savoir comment garantir que toutes les espèces, en dépit de leurs différences biologiques et écologiques considérables, pourraient être traitées équitablement en utilisant les critères. La décision antérieure de se concentrer sur un seul ensemble de critères pour toutes les espèces reconnaissait que les cycles de vie, plutôt que des affiliations taxinomiques, constituaient un bon moyen de classer des espèces pour évaluer les risques d'extinction. Cela impliquait que différentes espèces devaient être évaluées en utilisant un ensemble comparable de paramètres. Par exemple, un déclin de 10 % du nombre d'individus serait relativement peu important pour une espèce ayant un taux de reproduction élevé si l'observation avait lieu à la fin de la saison de reproduction, mais pourrait être grave pour une espèce d'une

grande longévité et au cycle de reproduction lent. De même, un déclin continu sur plusieurs années pourrait faire partie du cycle biologique normal si la mortalité affectait les juvéniles, mais pourrait se révéler symptomatique d'un déclin continu à long terme, si les victimes étaient des adultes reproducteurs et qu'il s'agissait d'une espèce d'une grande longévité. Plutôt que d'avoir des critères longs et compliqués pour les catégories de menace, on a choisi et soigneusement défini quelques paramètres permettant de comparer des types d'espèces très différents. En particulier, la « durée de génération » a été choisie comme échelle de comptage pour toutes les mesures en fonction du temps, et le concept « individus matures » est utilisé pour l'ensemble des critères en remplacement de toute mesure de la taille globale de la population. Le concept « individus matures » ne sert à mesurer que le nombre réel d'individus capables de se reproduire et équivaut plus ou moins à des mesures plus précises de la taille effective d'une population (N_e). La définition et l'usage de ces termes ainsi que d'autres termes faisant partie des critères ont été nettement améliorés grâce au processus de consultation avec des spécialistes des espèces; toutefois, nombre de personnes doutent encore qu'un seul critère puisse s'appliquer à toutes les espèces. Nous sommes convaincus que d'un point de vue tant biologique qu'opérationnel, l'approche nous avons adoptée est la plus raisonnable; nous admettons néanmoins que cela dépend essentiellement de la capacité de transformer des données sur des espèces différentes en statistiques comparables et pertinentes en définissant les termes clés. Ces définitions ont été beaucoup moins critiquées que ne l'ont été les seuils numériques des critères, bien qu'elles soient, à notre avis, beaucoup plus importantes.

4. Incertitude

Les règles d'application des nouveaux critères (UICN, 1994) établissent clairement que des informations précises ne sont pas requises et que l'évaluateur peut utiliser des connaissances spécialisées au même titre que les meilleures informations disponibles pour évaluer les tendances actuelles ou futures. Peu de conseils sont donnés sur la façon de procéder, ce qui entraîne inévitablement des réponses variables et parfois incohérentes. A un extrême, le système a été rejeté en raison de la réticence à utiliser les estimations de tailles de populations (par exemple, le Groupe de spécialistes des félidés de l'UICN ; Nowell & Jackson, 1996). A l'autre extrême, le système a été critiqué du simple fait qu'il repose sur des conjectures élaborées. Toutefois, depuis l'adoption des critères, certains chercheurs ont mis au point des techniques permettant d'aborder la notion d'incertitude dans la classification de l'UICN (Akcakaya *et al.*, sous presse; Colyvan *et al.*, 1999; Todd & Burgman, 1998). Ces techniques, qui sont en train d'être incorporées dans un logiciel (Applied Biomathematics, 1999), devraient représenter un progrès considérable en normalisant et en explicitant la façon dont il convient d'aborder la notion d'incertitude.

5. Insuffisance de données et classification adéquate

Dans la pratique, il peut se révéler difficile de décider s'il convient ou non de classer une espèce dans la catégorie 'Insuffisamment documentée'. Quand on ne dispose que d'informations limitées sur une espèce, celle-ci ne peut être évaluée que sur la base d'un ou deux critères. L'évaluateur doit alors décider si ces seuls critères suffisent pour classer l'espèce ou s'il vaut mieux qu'elle figure dans la catégorie 'Insuffisamment documenté'. La décision dépend généralement de plusieurs facteurs et, peut-être davantage, des informations circonstancielle ou inférentielle sur l'espèce concernée dont disposera éventuellement l'évaluateur, en tant que spécialiste. Collar *et al.* (1994) suggèrent que lorsqu'on soupçonne une perte d'habitat marquée, l'évaluateur est plus ou moins obligé d'appliquer le principe de précaution pour classer une espèce comme 'Menacée', même s'il s'agit de formes très mal connues.

La décision relative au caractère suffisant des informations dépend de l'attitude que l'on adoptera vis-à-vis du risque et de l'incertitude. Par exemple, le fait d'adopter une attitude de précaution extrême signifierait que n'importe quelle espèce pourrait être classée si rien ne prouvait que sa situation est sûre (c'est-à-dire qu'elle serait classée comme 'Menacée' tant qu'il n'aurait pas été démontré qu'elle ne remplissait aucun critère). Une approche extrêmement hasardeuse consisterait à présumer que toutes les espèces sont en sécurité tant que l'on n'a pas rassemblé de preuves montrant qu'elles sont véritablement menacées – les espèces qui ne rempliraient aucun critère seraient alors classées dans la catégorie 'Préoccupation mineure'. Les règles applicables aux critères suggèrent d'adopter une position située entre ces extrêmes, mais orientée vers le principe de précaution. Toutefois, le fait de satisfaire à l'un ou l'autre des critères implique nécessairement qu'une espèce peut être considérée comme menacée, tandis que le fait de ne satisfaire à aucun critère peut

entraîner l'inscription dans la catégorie 'Faible risque' ou 'Donnée insuffisante'. Très récemment, la mise au point d'algorithmes particuliers pour établir le statut de liste rouge a donné lieu à plusieurs analyses et recommandations plus spécifiques à ce sujet (Akcakaya *et al.*, sous presse).

6. Faible risque d'extinction et classification adéquate

Comme indiqué plus, la terminologie et la structure des sous-catégories qui ne correspondent pas à un niveau de menace a entraîné une certaine confusion. La catégorie 'Faible risque' concerne toutes les espèces qui ne satisfont à aucun critère de la catégorie 'Vulnérable' et des catégories supérieures. A l'intérieur de cette catégorie, il existait toutefois deux sous-catégories destinées aux cas particuliers de «Faible risque». La première, 'Quasi menacé', n'est pas spécifiée dans les règles de l'UICN. Si des critères applicables à 'Quasi menacée' auraient aidé à uniformiser l'utilisation de la sous-catégorie, on s'est rendu clairement compte que l'élaboration de critères robustes est nettement plus difficile quand le risque d'extinction diminue, et qu'il valait peut-être mieux retenir ce terme en tant que classification plus informelle. Plusieurs évaluateurs ont établi leurs propres règles pour la classification des espèces comme 'Quasi menacées', par exemple en l'utilisant lorsqu'un seul sous-critère correspondant aux Critères B ou C est rempli. En fait, la publication de la liste des taxons classés comme 'quasi menacés' par l'UICN (1996) a contribué à renforcer l'importance de cette catégorie, ce dont se sont félicités beaucoup d'utilisateurs, en ce qui concerne les espèces méritant à leurs yeux d'être mises en évidence pour diverses raisons, même si elles ne sont pas officiellement classées comme menacées.

L'autre sous-catégorie de 'Faible risque' - Dépendant de mesures de conservation - a également suscité nombre de commentaires de la part des utilisateurs. Cette catégorie vise deux objectifs. Le fait de désigner spécifiquement les espèces qui sont tenues à l'écart des catégories menacées grâce à des mesures de conservation efficaces, constitue une reconnaissance pour ces actions une reconnaissance et une récompense. Ces mesures sont moins susceptibles d'être interrompues du fait que l'espèce n'est plus classée comme menacée, et il y a moins de risque de voir une espèce osciller entre les catégories 'Vulnérable' et 'Faible risque'. Dans la pratique toutefois, la catégorie 'Dépendant de mesures de conservation' a été utilisée avec plus ou moins de rigueur et de cohérence. Certains évaluateurs ne l'ont que peu utilisée, alors que d'autres ont eu tendance à l'utiliser pour pratiquement toutes les espèces bénéficiant d'un soutien continu.

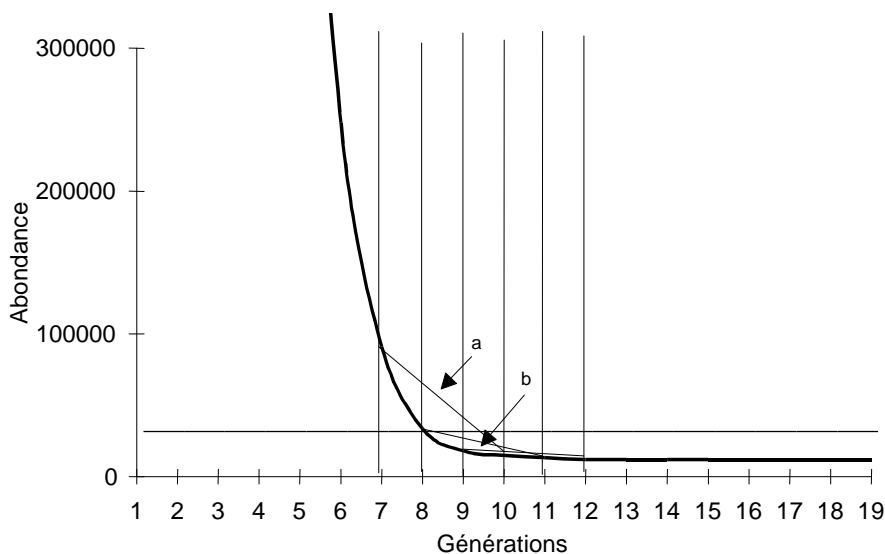
La catégorie 'Dépendant de mesures de conservation' s'intègre mal dans le système global, car elle n'évalue pas directement le risque d'extinction mais plutôt l'efficacité des mesures de conservation. Ainsi, une espèce peut théoriquement passer directement de la catégorie 'Dépendant de mesures de conservation' aux catégories 'Vulnérable', 'Menacé d'extinction', 'Gravement menacée d'extinction', voire même 'Eteint', si les mesures de conservation viennent à être interrompues. Mais dans la pratique, cela reflète une autre dimension. De plus, certaines espèces ne seront jamais 'dépendantes de mesures de conservation' du fait que la seule action de conservation en cours ne concerne pas une espèce spécifique (arbres, par exemple).

7. Espèces en déclin

Etant donné que les critères visent à déceler les espèces courant un risque d'extinction, ils ne permettent pas d'identifier les espèces qui ont eu des effectifs nombreux mais qui sont aujourd'hui en déclin. Une fois qu'une espèce s'est stabilisée à un niveau dépassant les valeurs minimales correspondant aux Critères B et C, et que son déclin est passé, l'espèce est rayée de la liste. Nombre d'espèces ne vivent aujourd'hui que dans des fragments de ce qui fut autrefois leur aire de répartition géographique (per ex. Channell & Lomolino, 2000; Lomolino & Channell, 1995), et il est regrettable qu'on l'oublie si facilement. Abaisser continuellement nos objectifs de conservation en fonction de cette base mouvante n'est bien entendu pas souhaitable (Balmford, 1999); nous devons donc reconnaître que les critères ne reflètent pas l'état général de la diversité biologique dans un contexte historique complet. En mettant l'accent sur l'évaluation des risques d'extinction, il devient impossible de justifier le fait de continuer à classer des espèces comme menacées alors que leurs effectifs sont encore nombreux et stables, comme le décrit la Figure 4. Bien que de nombreuses personnes le regrettent et souhaiteraient une notation plus explicite pour les espèces en déclin, il vaut la peine d'établir la comparaison avec la classification des espèces exploitées. L'objectif de gestion est ici de réduire les effectifs, puis de stabiliser la population au nouveau niveau auquel la productivité est optimisée. Les administrateurs

espèrent que l'espèce atteindra rapidement le point situé à droite de la figure où elle ne pourra plus être classée comme menacée.

Figure 4. Le traitement des espèces en déclin par les critères. Ce graphique montre une espèce hypothétique qui a traversé une période de déclin rapide mais s'est stabilisée à un nouveau niveau, nettement réduit. Les nouveaux effectifs sont supérieurs à 10 000 individus matures, ce qui implique que l'espèce ne satisfait plus aux Critères B ou C, mais aussi qu'elle remplit le Critère A. Dans cet exemple, l'espèce satisfait aux critères de la catégorie 'Gravement menacé d'extinction' jusqu'à la dixième génération (voir taux de déclin indiqué par la ligne a). L'espèce passera ensuite d'une catégorie de menace à l'autre jusqu'à la douzième génération, moment à partir duquel le taux de déclin descendra au-dessous de la valeur minimale correspondant à la catégorie 'Vulnérable' (voir taux de déclin indiqué par la ligne b). A partir de là, l'espèce ne pourra plus être classée comme menacée.



8. Classification au niveau régional

Les critères ont toujours été destinés à une utilisation universelle. Force a toutefois été de constater qu'il existait également une demande considérable d'utilisation des critères aux niveaux national, local ou régional. Le système de l'UICN ne peut pas s'appliquer directement à des échelles géographiques plus réduites sans risques d'évaluations inadéquates, étant donné qu'il ne porte alors que sur des sous-ensembles d'espèces ou de populations, ou de leurs distribution (Gardenfors, 1996). De plus, l'établissement des priorités peut aboutir à des résultats contre-intuitifs, du fait de l'utilisation de valeurs minimales correspondant à l'échelle mondiale. Les règles originales (UICN, 1994) donnaient des orientations et exposaient certains problèmes inhérents à l'application régionale. Depuis lors, l'UICN a étudié un ensemble de recommandations pour l'application régionale des critères, et la dernière version des projets de lignes directrices fournit des conseils particuliers destinés à améliorer l'utilisation des critères à l'échelle régionale (Gardenfors *et al.*, 1999).

VII. Le système de l'UICN utilisé de 1996 à 1999

Les nouvelles catégories de l'UICN pour les listes rouges ont été largement utilisées depuis leur adoption en 1994. Elles ont notamment été utilisées dans deux évaluations systématiques entreprises par l'UICN - 1996 *IUCN Red List of Threatened Animals* (Liste Rouge des animaux menacés) (UICN, 1996) et *the World List of Threatened Trees* (Liste mondiale des arbres menacés) (Oldfield, Lusty & MacKinven, 1998). Ces deux évaluations permettent de saisir les niveaux globaux de menace mesurés tels qu'ils sont mesurés par les critères. Au total, plus de 15 000 espèces animales ont été évaluées, dont 5205 ont été classées comme menacées. Il ne s'agit pas d'une évaluation juste de la totalité des espèces de la planète susceptibles d'être considérées comme menacées d'extinction; en effet, cette évaluation est loin d'être complète, étant donné

que, de toute évidence, il y a eu une évaluation sélective des taxons et régions les plus gravement menacés. Toutefois, deux groupes majeurs ont été examinés de façon très complète avant de figurer sur cette liste – les mammifères et les oiseaux. Parmi les mammifères, 23 % des espèces sont menacées, en comparaison à 11 % de tous les oiseaux (Collar *et al.*, 1994) (Tableau 1). Au sein des taxons qui n'ont pas fait l'objet d'une évaluation complète, la proportion d'espèces menacées est généralement plus élevée (Tableau 1); toutefois, la sélection des espèces couvertes par l'évaluation ayant probablement été faussée en faveur des taxons les plus menacés, il est probable que ces chiffres soient supérieurs aux valeurs réelles. Néanmoins, mis à part l'estimation concernant les arbres, qui repose sur un petit sous-ensemble de tous les arbres, les valeurs sont assez semblables aux évaluations de toutes les espèces indigènes d'Amérique du Nord réalisée par The Nature Conservancy (TNC, 1996). Les taux de menace les plus élevés enregistrés par TNC concernaient les invertébrés, les poissons et les amphibiens d'eau douce.

Tableau 1 Résumé des résultats de l'application des critères de l'UICN à divers groupes taxinomiques supérieurs. Le nombre approximatif d'espèces évaluées est estimé sur la base de UICN (1996) et Oldfield *et al* (1998). Le chiffre entre parenthèses correspond à la proportion évaluée de la diversité totale de l'espèce de ce groupe. Etant donné que les évaluateurs peuvent mettre l'accent sur les espèces les plus menacées aussi bien que sur celles qui sont le mieux connues, les pourcentages de menace et de données insuffisantes peuvent devenir moins représentatifs au fur et à mesure que la proportion d'espèces évaluées diminue.

Taxon	Nombre approximatif d'espèces évaluées (pourcentage du total)	Pourcentage menacé sur le total évalué	Pourcentage de données insuffisantes par rapport au total évalué
Mammifères	4763 (100%)	23%	5
Oiseaux	9946 (100%)	11%	1
Reptiles	1480 (20%)	17%	5
Amphibiens	600 (12%)	21%	7
Mollusques	> 3000 (4%)	31%	18
Arbres	10'091 (?0.1%)	59%	4

La fréquence à laquelle ces espèces ont été classées dans la catégorie 'Données insuffisantes' varie d'un groupe taxinomique à l'autre. Un pour-cent seulement des oiseaux et cinq pour-cent des mammifères sont classés dans cette catégorie, reflétant le niveau général de l'intérêt que ces groupes suscitent auprès des scientifiques aussi bien que du grand public. Le pourcentage est supérieur pour les groupes moins bien étudiés, comme les mollusques. La faible fréquence des inscriptions dans la catégorie 'Données insuffisantes' enregistrée pour l'évaluation des arbres est probablement imputable à la fois à la sélection des taxons à classer et aux efforts déployés par les éditeurs pour décourager l'utilisation de cette catégorie (Oldfield *et al.*, 1998).

Tous les critères ont été utilisés dans les évaluations de l'UICN, bien que l'utilisation du Critère E d'analyse quantitative soit très limité et n'ait jamais été responsable de la classification d'une espèce dans une catégorie menacée (Tableau 2). Le Critère B est le critère le plus communément utilisé pour classer les espèces de mammifères, suivi par le critère de déclin (Critère A). Le Critère B est utilisé pour de nombreux rongeurs, pour lesquels les données relatives à l'aire de répartition sont généralement plus fréquentes que les estimations d'effectifs. Parmi les oiseaux, le critère correspondant à la taille des populations (Critère C) est plus souvent utilisé, suivi par le Critère D (aire de répartition restreinte.) Dans les groupes autres que les oiseaux et les mammifères, on a davantage insisté sur un ou deux critères. Par exemple, parmi les vertébrés, la plupart des classifications sont faites sur la base des Critères B et D (aire de répartition restreinte) et parmi les poissons, sur la base des Critères A et B (déclin et aire de répartition réduite (IUCN, 1996).

Tableau 2: Critères utilisés dans la Liste Rouge UICN des animaux menacés (IUCN Red List of Threatened Animals, 1996) pour classer les espèces dans l'une des catégories menacées ('Gravement menacé d'extinction', 'Menacé d'extinction' et 'Vulnérable'). Ce tableau montre la fréquence à laquelle chaque critère a été utilisé, seul ou associé à d'autres critères, pour déterminer la classification d'une espèce.

Critère	Mammifères		Oiseaux	
	Utilisé seul	Utilisé	Utilisé seul	Utilisé
A	308	434	62	408
B	421	526	45	335
C	92	189	201	769
D	90	150	216	482
E	0	9	0	0

VIII Conclusions

L'élaboration des critères applicables aux listes rouges de l'UICN a pris énormément de temps et a mobilisé des personnes d'horizons très divers, universitaires aussi bien que praticiens. La formulation définitive des critères résulte d'une combinaison de théories scientifiques de base et d'applications et tests empiriques. Il est inévitable qu'un tel système, destiné à une large application, entraîne des problèmes dans certains cas. Nous estimons toutefois que la compréhension des principes sur lesquels repose ce système améliorera les méthodes d'utilisation ainsi que l'interprétation des classifications qui en résultent.

IX. Bibliographie

- Akcakaya, H. R. & Burgman, M. (1995). PVA in theory and practice. *Conservation Biology* **9**, 705-7.
- Akcakaya, H. R., Ferson, S., Burgman, M. A., Keith, D. A., Mace, G. M. & Todd, C. (in press). Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology*.
- Applied Biomathematics. (1999). RAMAS RedList:Threatened Species Classification Under Uncertainty. Applied Biomathematics, 100 North Country Road, Setauket, NY 11733 USA, Setauket, USA.
- Armbruster, P., Fernando, P. & Lande, R. (1999). Time frames for population viability analysis of species with long generations: an example with Asian elephants. *Animal Conservation* **2**, 69-73.
- Avery, M. I., Gibbons, D. W., Porter, R., Tew, T., Tucker, G. & Williams, G. (1995). Revising the British Red Data List for birds: the biological basis of UK conservation priorities. *Ibis* **137**, 232-239.
- Balmford, A. (1999). (Less and less) great expectations. *Oryx* **33**, 87-88.
- Beddington, J. R. & May, R. M. (1977). Harvesting populations in a randomly fluctuating environment. *Science* **197**, 463-465.
- Beissinger, S. R. & Westphal, M. I. (1998). On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* **62**, 821-841.
- Burgman, M. A., Keith, D. A., Rohlf, F. J. & Todd, C. R. (1999). Probabilistic classification rules for setting conservation priorities. *Biological Conservation* **89**, 227-231.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* **63**, 215-244.
- Channell, R. & Lomolino, M. V. (2000). Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature* **403**, 84-86.
- Collar, N. J. (1998). Extinction by assumption; or, the Romeo Error on Cebu. *Oryx* **32**, 239-244.
- Collar, N. J., Crosby, M. J. & Stattersfield, A. J. (1994). *Birds to Watch 2 - The World List of Threatened Birds*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Collar, N. J., Gonzaga, L. P., Krabbe, N., Nieto, A. M., Naranjo, L. G., III, T. A. P. & Wege, D. C. (1992). *Threatened birds of the Americas. The ICBP/IUCN Red Data Book*. IUCN/ICBP, Cambridge, UK.
- Colyvan, M., Burgman, M. A., Todd, C. R., Akcakaya, H. R. & Boek, C. (1999). The treatment of uncertainty and the structure of the IUCN threatened species categories. *Biological Conservation* **89**, 245-249.

- Courchamp, F., CluttonBrock, T. & Grenfell, B. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology & Evolution* **14**, 405-410.
- Cowling, R. M. & Bond, W. J. (1991). How small can reserves be - an empirical approach in Cape Fynbos, South Africa. *Biological Conservation* **58**, 243-256.
- de Lange, P. J. & Norton, D. A. (1998). Revisiting rarity: a botanical perspective on the meanings of rarity and the classification of New Zealand's uncommon plants. *Royal Society of New Zealand Miscellaneous Series* **48**, 145-160.
- Diamond, J. M. (1984). "Normal" extinctions of isolated populations. In *Extinctions* (ed. M. H. Nitecki), pp. 191-246. University of Chicago Press, Chicago.
- Diamond, J. M. (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London, Series B* **325**, 469-477.
- Foufopoulos, J. & Ives, A. R. (1999). Reptile extinctions on land-bridge islands: Life-history attributes and vulnerability to extinction. *American Naturalist* **153**, 1-25.
- Frankham, R. (1995a). Conservation genetics. *Annual Review of Genetics* **29**, 305-327.
- Frankham, R. (1995b). Effective population-size adult population-size ratios in wildlife - a review. *Genetical Research* **66**, 95-107.
- Franklin, I. R. & Frankham, R. (1998). How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* **1**.
- Gaona, P., Ferreras, P. & Delibes, M. (1998). Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* **68**, 349-370.
- Gardenfors, U. (1996). Application of IUCN Red List categories on a regional scale. In *The 1996 IUCN red List of Threatened Animals* (ed. J. Baillie and B. Groombridge), pp. Intro 63-66. IUCN, Gland.
- Gardenfors, U., Rodriguez, J. P., Hyslop, C., Mace, G. M., Molur, S. & Poss, S. (1999). Draft guidelines for the application of IUCN Red List criteria at regional and national levels. *Species* **31/32**, 58-70.
- Gaston, K. J. (1991). How large is a species geographic range? *Oikos* **61**, 434-438.
- Gaston, K. J. (1994a). Measuring geographic range sizes. *Ecography* **17**, 198-205.
- Gaston, K. J. (1994b). *Rarity*. Chapman and Hall, London.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1996a). Conservation implications of geographic range size body size relationships. *Conservation Biology* **10**, 638-646.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1996b). Global scale macroecology: Interactions between population size, geographic range size and body size in the Anseriformes. *Journal of Animal Ecology* **65**, 701-714.
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M. & Gregory, R. D. (1999). Does variation in census area confound density estimations? *Journal of Applied Ecology* **36**, 191-204.
- Gaston, K. J. & Chown, S. L. (1999). Geographic range size and speciation. In *Evolution of Biological Diversity* (ed. A. E. Magurran and R. M. May), pp. 236-259. Oxford University Press, Oxford.
- Gaston, K. J. & Lawton, J. H. (1988). Patterns in body size, population dynamics and regional distribution of bracken herbivores. *American Naturalist* **132**, 332-680.
- Gaston, K. J. & McArdle, B. H. (1994). The temporal variability of animal abundances: measures, methods and patterns. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London B* **345**, 335-358.
- Gillman, M. P. & Silvertown, J. (1997). Population extinction and IUCN categories: the uncertainty of ecological measurement. In *The role of genetics in conserving small populations* (ed. T. E. Tew, T. J. Crawford, J. W. Spencer, M. B. Usher and J. Warren). JNCC, Peterborough, UK.
- Goodman, D. (1987). The demography of chance extinction. In *Viable populations for conservation* (ed. M. E. Soule), pp. 11-34. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hanski, I. (1982). Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos* **38**, 210-221.
- Happel, R. E., Noss, J. F. & Marsh, C. W. (1987). Distribution abundance and endangerment of primates. In *Primate Conservation in the Tropical Rain Forest*, vol. 9 (ed. C. W. Marsh and R. A. Mittermeier), pp. 63-82. Alan R. Liss Inc, New York.
- Harcourt, A. (1997). Ecological indicators of risk for primates as judged by species' susceptibility to logging. In *Behavioural ecology and conservation biology* (ed. T. Caro).

- Harcourt, A. H. (1995). Population viability estimates: theory and practice for a wild gorilla population. *Conservation Biology* **9**, 134-142.
- Hedrick, P. W., Lacy, R. C., Allendorf, F. W. & Soule, M. E. (1996). Directions In Conservation Biology Comments On Caughley. *Conservation Biology* **10**, 1312-1320.
- Hedrick, P. W. & Miller, P. S. (1992). Conservation genetics: techniques and fundamentals. *Ecological Applications* **2**, 30-46.
- IUCN. (1990). *1990 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. (1993). Draft IUCN Red List Categories. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. (1994). *IUCN Red List Categories*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. (1996). *The 1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Karr, J. R. (1982). Population variability and extinction in the avifauna of a tropical land bridge island. *Ecology* **63**, 1975-1978.
- 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.
- Kokko, H. & Ebenhard, T. (1996). Measuring the strength of demographic stochasticity. *J. theoretical biology* **183**, 169-178.
- Kunin, W. E. & Gaston, K. J. (1993). The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *TREE* **8**, 298-301.
- Kuzmin, S. L., Pavolv, D. S., Stepanyan, L. S., Rozhnov, V. V. & Mazin, L. N. (1998). The state of and perspectives for the IUCN Red List of Animals. *Russian Journal of Zoology* **2**, 539-546.
- Lande, R. (1993a). Risks Of Population Extinction From Demographic and Environmental Stochasticity and Random Catastrophes. - *American Naturalist* - **142**, - 911-927.
- Lande, R. (1998). Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction. In *Conservation in a Changing World* (ed. G. M. Mace, A. Balmford and J. R. Ginsberg). Cambridge University Press, Cambridge.
- Lande, R. C. (1993b). Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American Naturalist* **142**, 911-927.
- Lawton, J. H. (1995). Population dynamic principles. In *Extinction Rates* (ed. J. H. Lawton and R. M. May). OUP, Oxford UK.
- Leader-Williams, N., Albon, S. D. & Berry, P. S. M. (1990). Illegal exploitation of black rhinoceros and elephant populations: patterns of decline, law enforcement and patrol effort in Luangwa Valley, Zambia. *J. Appl. Ecol.* **27**, 1055-1087.
- Legendre, S., Clobert, J., Moller, A. P. & Sorci, G. (1999). Demographic stochasticity and social mating system in the process of extinction of small populations: The case of passerines introduced to New Zealand. *American Naturalist* **153**, 449-463.
- Lindenmayer, D. B., Clark, T. W., Lacy, R. C. & Thomas, V. C. (1993). Population Viability Analysis As a Tool in Wildlife Conservation Policy - With Reference to Australia. *Environmental Management* **17**, 745-758.
- Lomolino, M. V. & Channell, R. (1995). Splendid isolation- patterns of geographic range collapse in endangered mammals. *Journal of Mammalogy* **76**, 335-347.
- Ludwig, D. (1996). Uncertainty and the Assessment of Extinction Probabilities. *Ecological Applications* **6**, 1067-1076.
- Ludwig, D. (1999). Is it meaningful to estimate a probability of extinction? *Ecology* **80**, 298-310.
- Lynch, M. & Lande, R. (1998). The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation* **1**, 70-72.
- Mace, G. M. (1995). Classification of threatened species and its role in conservation planning. In *Extinction Rates* (ed. J. H. Lawton and R. M. May), pp. 197-213. Oxford University Press, Oxford.
- Mace, G. M., Collar, N., Cooke, J., Gaston, K., Ginsberg, G., Leader-Williams, N., Maunder, M. & Milner-Gulland, E. J. (1992). The development of new criteria for listing species on the IUCN Red List. *Species* **19**, 16-22.
- Mace, G. M. & Hudson, E. J. (1999). Attitudes toward sustainability and extinction. *Conservation Biology* **13**, 242-246.
- Mace, G. M. & Lande, R. (1991). Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conserv. Biol.* **5**, 148-157.
- Mace, G. M. & Stuart, S. N. (1994). Draft IUCN Red List Categories. *Species* **21/22**, 13-24.
- MacPhee, R. D. M. & Flemming, C. (1999). Requiem aeternam: the last five hundred years of mammalian species extinctions. In *Extinctions in near time* (ed. R. D. M. MacPhee). Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Mangel, M. & Tier, C. (1994). Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology* **75**, 607-614.

- Matsuda, H., Takenaka, Y., Yahara, T. & Uozumi, Y. (1998). Extinction risk assessment of declining wild populations: The case of the southern bluefin tuna. *Researches On Population Ecology* **40**, 271-278.
- Matsuda, H., Yahara, T. & Uozumi, Y. (1997). Is tuna critically endangered? Extinction risk of a large and overexploited population. *Ecological Research* **12**, 345-356.
- Maurer, B. A. (1994). *Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity*. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- May, R. M., Lawton, J. H. & Stork, N. E. (1995). Assessing extinction rates. In *Extinction Rates* (ed. J. H. Lawton and R. M. May), pp. 1-24. Oxford University Press, Oxford.
- McArdle, B. H., Gaston, K. J. & Lawton, J. H. (1990). Variation in the size of animal populations: patterns, problems and artefacts. *Journal of Animal Ecology* **59**.
- Millsap, B. A., Gore, J. A., Runde, D. A. & Cerulean, S. I. (1990). Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. *Wildlife Monographs* **111**, 1-57.
- Milner-Gulland, E. J. & Beddington, J. (1993). The exploitation of the elephant for the ivory trade - an historical perspective. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* **252**, 29-37.
- Milner-Gulland, E. J. & Mace, R. (1998). *Conservation of Biological Resources*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Molloy, J. & Davis, A. (1992). *Setting priorities for the conservation of New Zealand's threatened plants and animals*. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Munton, P. (1987). Concepts of threat to the survival of species used in Red Data Books and similar compilations. In *The Road to Extinction* (ed. R. Fitter and M. Fitter), pp. 71-111. IUCN, Gland, Switzerland.
- Musick, J. A. (in press). Criteria to define extinction risk in marine fishes. The American Fisheries Society Initiative. *Fisheries* .
- Myers, R. A., Barrowman, N. J., Hutchings, J. A. & Rosenberg, A. A. (1995). Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science* **269**, 1106-1108.
- Newmark, W. D. (1991). Tropical Forest Fragmentation and the Local Extinction Of Understory Birds In the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. - *Conservation Biology* - **5**, - 67-78.
- Nowell, K. & Jackson, P. (1996). Wild cats; status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland.
- Oldfield, S., Lusty, C. & MacKinven, A. (1998). The world list of threatened trees. World Conservation Press, Cambridge.
- Pimm, S. L. (1992). *The Balance of Nature*. University of Chicago Press, Chicago.
- Pimm, S. L., Jones, H. L. & Diamond, J. M. (1988). On the risk of extinction. *Amer. Nat.* **132**, 757-785.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science* **269**, 347-350.
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlshaw, G. C. & Mace, G. M. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London, series B* .
- Richter-Dyn, N. & Goel, N. S. (1972). On the extinction of a colonising species. *Theoretical Population Biology* **3**, 406-433.
- Seal, U. S., Foose, T. J. & Ellis-Joseph, S. (1994). Conservation assessment and management plans (CAMPs) and global captive action plans (GCAPs). In *Creative Conservation - the Interactive Management of Wild and Captive Animals* (ed. P. J. Olney, G. M. Mace and A. T. C. Feistner), pp. 312-325. Chapman & Hall, London.
- Seber, G. A. F. (1982). *The estimation of animal abundance and related parameters*. MacMillan, New York.
- Seddon, M. B. (1998). Red Listing for molluscs: a tool for conservation? *Journal of Conchology Special Publication* **2**, 27-44.
- Simberloff, D. (1986). The proximate causes of extinction. In *Patterns and processes in the history of life* (ed. D. M. Raup and D. Jablonski), pp. 259-276. Springer Verlag, Berlin.
- Simberloff, D. & Gotelli, N. (1984). Effects Of Insularization On Plant Species Richness In the Prairie Forest Ecotone. - *Biological Conservation* - **29**, - 27-46.
- Sorci, G., Moller, A. P. & Clobert, J. (1998). Plumage dichromatism of birds predicts introduction success in New Zealand. *Journal of Animal Ecology* **67**, 263-269.
- Soule, M. E. (1980). Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* (ed. M. E. Soule and B. A. Wilcox), pp. 151-169. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Sutherland, W. J. (1996). *Ecological census techniques*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Taylor, B. L. (1995). The reliability of using population viability analysis for risk classification of species. *Conservation Biology* **9**, 551-558.

- Taylor, B. L. & Gerrodette, T. (1993). The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and the spotted owl. *Conservation Biology* **7**, 489-500.
- Terborgh, J. & Winter, B. (1980). Some causes of extinction. In *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective* (ed. M. E. Soule and B. A. Wilcox), pp. 119-133. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Thomas, C. D. & Mallorie, H. C. (1985). Rarity, species richness and conservation: butterflies of the Atlas Mountains in Morocco. *Biological Conservation* **33**, 95-117.
- TNC. (1996). Priorities for conservation: 1996 annual report card for US plant and animal species. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Todd, C. R. & Burgman, M. A. (1998). Assessment of threat and conservation priorities under realistic levels of uncertainty and reliability. *Conservation Biology* **12**, 966-974.
- Usher, M. B. (1991). Scientific requirements of a monitoring programme. In *Monitoring for Conservation and Ecology* (ed. F. B. Goldsmith), pp. 15-32. Chapman and Hall, London.
- Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J. & Williams, P. H. (1991). What to protect? -systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* **55**.
- Warren, M. S., Barnett, L. K., Gibbons, D. W. & Avery, M. I. (1997). Assessing national conservation priorities: An improved Red List of British butterflies. *Biological Conservation* **82**, 317-328.
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* **280**, 2126-2128.

GEORGINA M. MACE
Institute of Zoology,
Zoological Society of London,
Regent's Park,
London NW1 4RY.
Email: Georgina.Mace@ioz.ac.uk.