

**ÉVALUATION DE LA VALIDITÉ DES CRITÈRES D'INSCRIPTION
DES ESPÈCES AQUATIQUES COMMERCIALEMENT EXPLOITÉES
SUR LES LISTES DE LA CITES**



Les commandes de publications de la FAO
peuvent être adressées au:

Groupe des ventes et de la commercialisation
Division de l'information
FAO
Viale delle Terme di Caracalla
00100 Rome, Italie
Mél.: publications-sales@fao.org
Télécopie: +39 06 570 53360

**ÉVALUATION DE LA VALIDITÉ DES CRITÈRES D'INSCRIPTION
DES ESPÈCES AQUATIQUES COMMERCIALEMENT EXPLOITÉES
SUR LES LISTES DE LA CITES**

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

PRÉPARATION DU PRÉSENT DOCUMENT

La présente version préliminaire sur les critères d'inscription utilisés par la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) pour protéger les espèces qui courent un risque d'extinction dans le secteur des pêches, a été préparée par le Secrétariat FAO, avec l'aide consultative de MM. R. Mahon, J. Pope et J. Rice, pour servir de base à l'examen de la question par le Comité des pêches de la FAO (COFI). Elle fera l'objet d'un examen approfondi par une Consultation technique spéciale de la FAO (au milieu de l'année 2000) avant d'être soumise au COFI (en mars 2001). Elle sera également communiquée à la CITES pour information et considération préalables lors de son propre examen des critères d'inscription sur ses listes. La préparation et l'impression du présent document ont été financées par le Gouvernement japonais au titre du projet GCP/INT/715/JPN.

FAO.

Évaluation de la validité des critères d'inscription des espèces aquatiques commercialement exploitées sur les listes de la CITES.

FAO Circulaire sur les pêches. No. 954. Rome, FAO. 2000. 76p.

RÉSUMÉ

Le présent document examine les caractéristiques d'organismes aquatiques exploités en rapport avec leur possibilité d'extinction. A cet effet, il passe en revue des cas particuliers d'espèces maintenant éteintes ou gravement menacées d'extinction, ainsi que de régions où il y a eu une grave perte de biodiversité. Les cycles biologiques particuliers et les habitats des espèces aquatiques et les caractéristiques des pêcheries qui les exploitent sont ensuite étudiés. Des méthodes d'évaluation des risques employées par différents groupes d'experts sont considérées. Le contraste est fait entre les approches utilisées pour l'évaluation des risques pour les espèces terrestres et pour les espèces aquatiques. Le document donne aussi un aperçu général des différents organismes s'occupant de l'aménagement des pêcheries et des écosystèmes ainsi que des instruments qu'ils utilisent afin de montrer dans quel contexte global les critères de la CITES devront être appliqués. Enfin, il est procédé à une évaluation détaillée de l'applicabilité des critères d'inscription, définitions, lignes directrices, etc. de la CITES pour les espèces marines exploitées.

Les Circulaires sur les pêches de la FAO servent à diffuser des notes brèves ou éphémères, des listes, etc., y compris des versions provisoires de documents qui seront publiés plus tard dans d'autres séries.

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION	1
1.1	Historique	1
1.2	Le présent document	2
2.	RISQUE D'EXTINCTION POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES	3
2.1	Diversité des caractéristiques écologiques des organismes aquatiques	3
2.2	Diversité des habitats aquatiques	5
2.3	Diversité des types de pêcheries	6
2.4	Pêcheries d'espèces particulières et pêcheries multispécifiques	8
2.5	Documentation existante sur l'extinction et le risque d'extinction de diverses espèces	10
2.6	Evaluation du risque d'extinction d'espèces aquatiques	17
2.7	Récapitulation des contrastes entre les poissons et invertébrés aquatiques et les vertébrés terrestres	18
3.	LA CITES DANS LE CONTEXTE DES SYSTÈMES DE CONSERVATION EN MILIEU MARIN	21
3.1	Dispositifs institutionnels en vue de promouvoir la conservation en milieu marin	21
3.2	Objectifs et techniques d'aménagement des pêcheries et des écosystèmes	25
3.3	Espèces pour lesquelles l'inscription sur les listes de la CITES est une priorité	31
4.	ÉVALUATION DES CRITÈRES DE LA CITES DU POINT DE VUE DE LEUR APPLICABILITÉ AUX ESPÈCES MARINES EXPLOITÉES	37
4.1	Approche de l'évaluation	37
4.2	Critères applicables au commerce	38
4.3	Examen du Critère A	41
4.3.1	Définition du Critère	41
4.3.2	Points ressortant des définitions	41
4.3.3	Évaluation du Critère	41
4.4	Examen du Critère B	43
4.4.1	Définition du Critère	43
4.4.2	Points ressortant des définitions	44
4.4.3	Évaluation du Critère	44
4.5	Examen du Critère C	45
4.5.1	Énoncé du Critère	45
4.5.2	Points ressortant des définitions	45
4.5.3	Évaluation du Critère	46
4.6	Examen du Critère D	48
4.6.1	Énoncé du Critère	48
4.6.2	Points ressortant des définitions	48
4.6.3	Évaluation du Critère	48
4.7	Critère d'inscription à l'Annexe II au titre de l'Article II, paragraphe 2b de la CITES	48
4.7.1	Énoncé du Critère	48
4.7.2	Évaluation du Critère	49
4.8	Critère d'inscription à l'Annexe II au titre de l'Article II, paragraphe 2b de la CITES	50
4.8.1	Énoncé du Critère	50
4.8.2	Évaluation du Critère	50
4.9	Questions relatives aux inscriptions scindées et aux taxons supérieurs	51
4.10	Questions relatives aux mesures de précaution	51

4.11 Questions relatives aux définitions	52
4.12 Concordance des critères de l'UICN et de la CITES	53
5. POPULATIONS ET SOUS-POPULATIONS	54
6. POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES, RISQUES D'EXTINCTION DES PÊCHERIES	55
7. PRINCIPALES PRÉOCCUPATIONS ET CONCLUSIONS	56
8. RÉFÉRENCES	58
Annexe 1 : Résumé par classe, ordre et famille des espèces inscrites dans le Livre rouge de 1996 de l'UICN, par catégorie	63
Annexe 2 : Concordance entre les critères d'inscription sur les listes de la CITES et de l'UICN	65
Annexe 3 : Critères biologiques pour l'inscription des espèces dans l'Annexe 1 de la CITES (voir CITES COP 9.21, 1994, Annexe 1)	67
Annexe 4 : Suggestions en vue d'un niveau libellé des critères biologiques d'inscription des espèces sur la liste prévue à l'Annexe 1 de la CITES	69
Annexe 5 : Définitions, notes et lignes directrices telles que mentionnées dans CITES COP 9.21, 1994, Annexe 5	72
Annexe 6 : Glossaire	75

1. INTRODUCTION

1.1. Historique

La CITES a pour but d'examiner et s'efforcer de réduire des risques probables d'extinction d'espèces en appliquant des restrictions au commerce. A cet effet, elle prévoit l'inscription sur des listes d'espèces considérées comme menacées, sur la base de critères déterminés. Les espèces peuvent être inscrites dans l'une quelconque de trois annexes. Le commerce des espèces inscrites à l'Annexe I est interdit. Celui des espèces inscrites à l'Annexe II n'est autorisé qu'avec des certificats et permis. L'inscription à l'Annexe III est librement consentie par des pays qui recherchent un soutien international pour contrôler le commerce d'espèces qui les intéressent.

Jusqu'au début des années 90, les listes de la CITES concernaient principalement des espèces autres que des poissons ou invertébrés aquatiques exploités. Tout au long des années 90, les tentatives d'inscription sur ces listes de poissons de mer exploités se sont révélées problématiques quant à la validité des critères adoptés.

L'applicabilité des critères adoptés par la CITES pour les espèces marines a récemment été examinée et un parallèle a été fait avec ceux de l'Alliance mondiale pour la nature (UICN) qui a réexaminé leur validité pour les poissons (Hudson *et al* 1997, Issac et Mace 1998, Mace 1999). L'UICN a été une source essentielle d'informations techniques pour le processus CITES de définition et d'adoption de critères. Lors de la huitième Conférence des Parties de la CITES tenue à Kyoto (Japon), l'UICN avait été invitée à préparer un document de travail sur les critères, définitions et lignes directrices applicables pour l'inscription d'espèces dans les annexes de la CITES, aux fins d'examen lors de la neuvième Conférence des Parties de la CITES devant se tenir à Fort Lauderdale (États-Unis). La neuvième Conférence a examiné et révisé les propositions de l'UICN et adopté de nouveaux énoncés des critères, définitions et lignes directrices.

A sa dixième session (COP 10, Harare, Zimbabwe), la Conférence des Parties de la CITES était saisie d'une proposition tendant à créer un groupe de travail pour les espèces marines chargé d'examiner la question de l'inscription éventuelle dans les annexes de la CITES de certaines espèces de poissons exploitées à grande échelle et faisant l'objet d'un commerce international. On s'est inquiété toutefois de ce que les critères généraux de la CITES pourraient ne pas être applicables à des ressources halieutiques exploitées et aménagées. La question a été portée à l'attention du Sous-Comité du commerce du poisson du Comité des pêches de la FAO (tenue à Brème, Allemagne, en juin 1998), lors de laquelle *"L'Afrique du Sud a proposé que la FAO soit invitée à désigner un groupe ad hoc chargé de formuler des suggestions visant à assurer le bon déroulement de ce processus d'examen scientifique, susceptibles d'aboutir à des propositions d'amendements et/ou à des interprétations appropriées des critères de la CITES eu égard aux espèces de poissons marins faisant l'objet d'une exploitation commerciale à grande échelle ... La proposition a été largement appuyée et a donc été adoptée ..."*¹.

Le Groupe *ad hoc* s'est réuni au Cap le 20 novembre 1998 ainsi que l'avait demandé le Sous-Comité du commerce du poisson du COFI, et il a invité à mettre en route un examen scientifique des critères actuels de la CITES pour l'inscription sur les listes prévues aux

¹ Rapport de la sixième session du Sous-Comité du commerce du poisson du COFI (Brème, Allemagne, 3-6 juin 1998, par. 12 et Annexe F)

Annexes I et II pour ce qui concerne les espèces marines actuellement exploitées sur une grande échelle commerciale.

Cette réunion avait pour objet de permettre au Secrétariat FAO de s'informer des vues techniques et scientifiques sur la proposition émanant de tout un groupe d'experts en la matière, pour le mettre en mesure de préparer un document d'information approprié à soumettre pour examen au COFI en 1999. En conséquence, la réunion a :

- étudié la proposition du Sous-Comité COFI du commerce du poisson tendant à entreprendre ledit 'examen scientifique; et
- suggéré les étapes d'un examen scientifique approfondi des critères CITES dans ce contexte, examen dont les résultats pourraient comprendre, le cas échéant, des propositions d'amendement à et/ou des interprétations appropriées desdits critères CITES.

La date et le lieu choisis pour la réunion ont permis à la FAO de s'informer, officiellement, de quelques vues scientifiques sur le problème, en tirant parti de la présence de nombreux experts compétents au symposium CIEM sur la manière d'affronter les incertitudes dans l'évaluation et la mise en application des systèmes d'aménagement des pêcheries (Le Cap, Afrique du Sud, 7-19 novembre 1998). Au total, 14 experts techniques ont participé à cette réunion, outre un représentant du Secrétariat CITES et deux membres du Secrétariat FAO.

A sa vingt-troisième session, tenue à Rome en février 1999, le Comité des pêches de la FAO (COFI) a fait sien le rapport de la Consultation du Groupe d'experts *ad hoc* de la FAO sur les critères d'inscription des espèces marines sur les listes de la CITES (FAO 1998) et il a approuvé ses recommandations quant à l'approche à adopter pour réexaminer ces critères. En ce qui concerne le calendrier des travaux proposés, il a été jugé nécessaire que la onzième session de la Conférence des Parties à la CITES soit informée à titre préliminaire de ce travail. Quelques délégations ont exprimé le point de vue que, pour l'examen des critères d'inscription retenus par la CITES, la FAO devrait tenir dûment compte des dispositions pertinentes de la Conférence des Nations Unies sur le droit de la mer (UNCLOS) intéressant les ressources biologiques marines.

Pour donner suite à cette demande, le Secrétariat FAO, avec l'aide de trois consultants, a examiné les questions soulevées dans le Rapport de la réunion du Groupe d'experts *ad hoc* de la FAO sur les critères d'inscription des espèces marines sur les listes de la CITES, et il a préparé le présent document de travail à soumettre à une consultation publique d'experts sur cette question en l'an 2000. Avec les rapports de la réunion tenue au Cap et du COFI, ce document de travail pourra être soumis à la Conférence des Parties (COP) 11 de la CITES, en tant que source d'information préliminaire sur le mode d'action adopté par la FAO.

1.2 Le présent document

Le présent rapport passe tout d'abord en revue à la Section 2 les caractéristiques des organismes aquatiques exploités, plus spécialement dans l'optique d'un risque éventuel d'extinction. Il examine, cas par cas, des espèces maintenant disparues ou gravement menacées, et des régions qui ont souffert une perte de biodiversité. Les cycles biologiques particuliers et habitats des espèces aquatiques et les caractéristiques des pêcheries où elles sont exploitées sont examinés, ainsi que les méthodes d'évaluation des risques adoptées par divers groupes d'experts, particulièrement en comparaison avec des espèces terrestres.

La Section 3 donne ensuite un aperçu général des organismes d'aménagement et de conservation des pêcheries et des écosystèmes, et des instruments qu'ils utilisent. Le but est de définir un contexte dans lequel examiner le rôle particulier de la CITES pour la conservation des espèces aquatiques.

Enfin, aux Sections 4 et 5, on trouvera une évaluation détaillée des critères d'inscription sur les listes, des définitions et sur des lignes directrices de la CITES, et des questions que soulève leur applicabilité aux espèces marines exploitées.

2. RISQUE D'EXTINCTION POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

Les espèces aquatiques présentent des différences considérables pour ce qui concerne leurs cycles biologiques et de nombreuses autres caractéristiques écologiques susceptibles d'affecter leur vulnérabilité à l'extinction. Les caractéristiques de leurs habitats et, dans le cas des espèces aquatiques capturées, des pêcheries où elles sont exploitées, affectent aussi leur risque d'extinction possible imputable à une variété de causes. Leurs divers cycles biologiques, habitats et modes d'exploitation présentent des particularités rarement retrouvées ou absentes chez les animaux terrestres. Par suite, des critères qui pourraient permettre des évaluations bien fondées et valables du risque d'extinction d'oiseaux et de mammifères pourraient perdre tout intérêt s'ils étaient appliqués à des espèces ayant des cycles biologiques très différents, exploitées de manières rarement rencontrées pour des vertébrés terrestres. Un examen de la diversité des caractéristiques présentées par les organismes aquatiques aide à comprendre les types différents de problèmes rencontrés lorsque l'on s'efforce d'évaluer leur véritable risque d'extinction.

Il y a indubitablement un degré élevé de corrélation entre ces caractéristiques mais, pour faciliter leur récapitulation, elles sont examinées ci-dessous dans trois catégories. Bien que la priorité soit donnée aux populations d'organismes aquatiques exploités par les pêches de capture conventionnelles, il vaut la peine de noter que, si l'on prend en considération le commerce des appâts et des poissons d'aquarium, des espèces représentatives de tout l'éventail de caractéristiques écologiques sont potentiellement exploitables. Il est donc utile d'en tenir compte lorsque l'on examine les implications de ces caractéristiques.

2.1 Diversité des caractéristiques écologiques des organismes aquatiques

La grande diversité des cycles biologiques et autres caractéristiques écologiques des organismes aquatiques a des conséquences considérables pour l'évaluation de leur vulnérabilité à l'extinction. Les poissons de taille adulte peuvent avoir de moins de un centimètre à plus de dix mètres de long. Leurs cycles biologiques, même à l'intérieur du même écosystème, présentent des particularités pouvant aller de la maturité précoce, de la fécondité élevée et du peu de soin apporté aux alevins par les géniteurs à tout l'opposé (Balon 1975, Breder et Rosen 1966). L'inclusion des mammifères marins et des tortues de mer dans la gamme d'animaux aquatiques à considérer élargit l'éventail de cycles biologiques à considérer à des animaux de plus grande taille et à des stratégies de reproduction plus complexes, et conduit à examiner des cas ressemblant davantage à des mammifères terrestres et à des oiseaux, animaux auxquels les critères de la CITES ont été le plus souvent appliqués. L'inclusion d'invertébrés marins élargit par ailleurs l'éventail des cycles biologiques à considérer à des animaux de plus petite taille, et à des cycles biologiques et stratégies de reproduction en plusieurs stades, quelquefois très complexes.

Les stratégies de frai des poissons et des élasmobranches peuvent aller de la fécondation interne (requins, raies, cyprinodontidés) à la reproduction par paires (majorité des espèces) et à la reproduction en groupe (espèces vivant en bancs), quelquefois au sein d'importantes agrégations frayantes (notamment les mérours – Sadovy 1997, Johannes 1997). Il peut y avoir simultanément - quoique peu fréquemment - des hermaphrodites. Les hermaphrodites consécutifs sont communs, le plus souvent dans des systèmes où de nombreuses femelles se reproduisent avec un mâle terminal unique. Dans ces systèmes (par exemple les mérours et les pourceaux), la rétraction du mâle déclenche un changement de sexe chez l'une des femelles de plus grande taille (Breder et Rosen 1966).

Chez la majorité des espèces, principalement celles qui pondent beaucoup de petits œufs, il n'y a aucune forme de soin des alevins par les géniteurs. Chez celles où ce type de soin existe, il comprend l'éventail complet d'activités: dissimulation des œufs; garde et nursing des œufs sur des substrats exposés; construction, garde et entretien de nids; incubation dans la bouche et dans la poche ventrale; viviparité. Chez les espèces qui investissent à un degré élevé dans la descendance individuelle, les mécanismes de protection peuvent inclure des casiers à œufs et des stratégies raffinées de dissimulation (Balon 1975).

Les aires de distribution des populations et sous-populations d'animaux marins peuvent aller d'interocéaniques (par exemple pour les coryphènes ou les grands requins blancs) à hautement localisées dans une seule baie.

Les modes de déplacement sont également variables et si certaines espèces effectuent des migrations interocéaniques (par exemple les voiliers et marlins) d'autres sont hautement sédentaires (par exemple strombes, ormeaux) et même sessiles (par exemple coraux noirs, bivalves fixés). Les itinéraires des migrations effectuées par les poissons sont rarement connus avec précision, sauf dans le cas des espèces qui ont la plus haute valeur marchande et sont le plus visibles. Même pour l'albacore de l'Atlantique, l'itinéraire des migrations reste hypothétique et la structure des sous-populations à adopter aux fins de l'aménagement continue d'être discutée. Le contraste est frappant avec les itinéraires des migrations accomplies par la majorité des animaux terrestres qui sont généralement bien documentées.

Le milieu aquatique offre des possibilités de dispersion passive sur de longues distances à des stades précoces du cycle biologique où il n'y a guère de capacité de migration active. Cette possibilité de dispersion passive est fréquemment une caractéristique du cycle biologique des organismes aquatiques, spécialement en milieu marin. Elle a pour effet d'élargir l'aire de répartition sur laquelle il peut y avoir une recolonisation ainsi que de réduire la probabilité d'isolement génétique de sous-populations pouvant être séparées au stade adulte. La plupart des animaux terrestres ne bénéficient pas de possibilités comparables de dispersion passive, alors que les plantes en ont grâce effectivement à l'adaptation à la dispersion par le vent.

L'étendue des aires de répartition, celle des migrations et les possibilités de dispersion passive de nombreuses espèces se traduisent souvent par des situations complexes où se créent des sous-populations qui sont rarement bien connues. Dans le cas des pêches, ces sous-populations sont généralement appelées stocks. Par exemple, dans le cas de la langouste des Caraïbes, les adultes vivent uniquement dans des habitats du plateau ou du talus continental qui constituent des unités bien distinctes dans toute la région. La longue durée de vie planctonique des larves (4–6 mois) rend possible des échanges de recrues entre les stocks adultes. Des discussions récentes sur l'importance du transport de larves ont fait ressortir le

rôle de la circulation sur une petite échelle pour la conservation des recrues dans les zones natales des stocks (Boehlert 1996). Ainsi, après des recherches considérables, la question de savoir s'il existe un unique stock de langoustes pour l'ensemble des Caraïbes ou de nombreux stocks distincts associés aux principaux habitats n'est toujours pas résolue. Il en est de même pour d'autres espèces dont les premiers stades de la vie sont planctoniques, par exemple les poissons de récif, strombes et oursins. En revanche, là aussi, la réponse à ces questions est relativement bien connue pour la majorité des animaux terrestres.

La majorité des animaux aquatiques sont des animaux à sang froid (poïkilothermes) et qui grandissent pendant toute la durée de leur vie (croissance indéterminée). Par suite, le rôle écologique joué par l'animal dans son écosystème peut être d'une importance très variable aux différents stades de son cycle biologique (différenciation de la niche ontogénétique). Ces propriétés peuvent ne pas affecter directement la variabilité du risque d'extinction en fonction du nombre d'individus parvenus à maturité. Toutefois, elles créent la possibilité d'une variabilité des menaces pesant sur les espèces marines à différents stades de leur cycle biologique, ce qui rend l'application de critères invoquant des "menaces imputables à des facteurs extrinsèques" beaucoup plus complexe que pour les vertébrés terrestres.

Les modes d'interprétation de tels critères dans l'optique de la différenciation des niches ontogénétiques sont extrêmement complexes. D'une part, on peut faire valoir que les différences écologiques entre les stades du cycle biologique d'un organisme marin devraient être considérées comme une propriété qui accroît la vulnérabilité de l'espèce en l'exposant à une plus large gamme de risques (par exemple de destruction de l'habitat). D'autre part, on peut soutenir qu'il s'agit d'une propriété qui accroît la résilience d'une espèce en permettant la persistance de réservoirs dans une plus grande diversité d'endroits. Là où un habitat est détruit de façon permanente, par exemple par suite du défrichage d'une forêt de mangrove côtière ou du détournement d'un cours d'eau, beaucoup plus de types d'espèces aquatiques que d'espèces terrestres peuvent être mis en danger, parce que les espèces susceptibles d'utiliser cet habitat à un moment de leur cycle biologique sont plus diverses. Toutefois, un phénomène environnemental stochastique qui rend un habitat temporairement inapproprié peut entraîner moins de risque pour les organismes aquatiques que pour les organismes terrestres, en raison de l'existence de réservoirs d'animaux aquatiques se trouvant à d'autres stades de leur cycle biologique et dans d'autres habitats.

La capacité qu'ont les poissons de répondre par une croissance accrue et une maturité plus précoce à une réduction de l'abondance due à l'exploitation (dépendance de la densité) donne aux espèces marines une certaine capacité de résistance à l'exploitation – et celle-ci constitue l'un des grands éléments fondamentaux de la théorie de la dynamique des populations des pêcheries (Jenning *et al* 1998). En particulier, les populations ayant un degré de fécondité élevé sont spécialement capables de résister à des taux d'exploitation élevés. Les vertébrés terrestres présentent de moins bonnes caractéristiques de ce genre, mais lorsqu'elles sont associées à une variation de la production de descendance (taille des couvées ou des litières), ils présentent généralement un certain degré de dépendance à l'égard de la densité dans les processus dynamiques des populations (Emlen 1992).

2.2 Diversité des habitats aquatiques

Les habitats aquatiques présentent des caractéristiques très variables se répercutant dans une mesure considérable sur la vulnérabilité à l'extinction des espèces qu'ils abritent

(Angermeier 1995, Leidy et Moyle 1998, Powles *et al* sous presse). Les principales de ces caractéristiques sont notamment:

- la taille (superficie et profondeur), pouvant être rapportée à la probabilité que les habitants soient détruits éradiqués par une catastrophe localisée;
- la possibilité d'un bouleversement imputable à des activités humaines pouvant entraîner la destruction et la pollution de l'habitat; et
- le degré de fragmentation et d'isolement par rapport à d'autres habitats analogues à partir desquels une recolonisation pourrait avoir lieu.

Les habitats aquatiques peuvent être considérés comme une sorte de continuum du point de vue de ces caractéristiques, les eaux d'amont des cours d'eau et étangs peu profonds constituant les plus petits habitats unitaires les plus exposés à la perturbation et à l'isolement. Les habitats océaniques les plus profonds et les plus éloignés du littoral représentent l'autre extrémité du continuum. En général, les habitats marins ont tendance à être plus grands, moins isolés et moins exposés à des perturbations que les habitats d'eau douce. Toutefois, il y a un degré considérable de chevauchement entre ces caractéristiques pour ce qui est des habitats d'eau douce et des habitats marins, en particulier pour ce qui concerne l'effet des activités humaines sur les habitats proches du littoral et les habitats marins côtiers, et même sur les mers fermées.

Un continuum approximativement parallèle est observable pour une autre caractéristique, à savoir la probabilité qu'un habitat permette de vivre à des populations susceptibles d'alimenter une pêche commerciale. Pour un ensemble donné de caractéristiques du cycle biologique, on peut escompter une corrélation positive entre la taille des populations et des sous-populations et la taille de l'habitat, et ce facteur peut être directement pris en considération pour évaluer la menace posée par l'exploitation de populations et sous-populations spécifiques.

2.3 Diversité des types de pêcheries

Bien que les modes d'exploitation des ressources aquatiques soient très divers, il y a un continuum observable. Différents systèmes de classification des pêcheries ont été proposés et il apparaît utile aux fins de la discussion de retenir les catégories ci-après: grande pêche commerciale/industrielle; petite pêche commerciale/artisanales; et pêche de subsistance. Strictement parlant, pratiquement toutes les pêches sont commerciales, car très rares sont celles dont aucune partie de la production n'est commercialisée (ou troquée) de quelque manière.

Une grande proportion des captures mondiales de poisson est débarquée par des entreprises commerciales opérant sur une grande échelle (également appelées pêches industrielles) et elles proviennent d'un relativement petit nombre de stocks ou de sous-populations. Ce mode d'exploitation vise donc des populations largement réparties et abondantes. Les entreprises de pêche sont hautement mécanisées, utilisent de grands bateaux et un équipement technologiquement perfectionnés, et pratiquent souvent la transformation à bord. Dans cette catégorie, on peut citer par exemple:

- les pêches axées sur de grandes espèces pélagiques océaniques ayant de vastes aires de répartition, qui utilisent typiquement des palangres, sennes coulissantes, etc.);
- les pêches de poissons démersaux sur des talus et plateaux continentaux très productifs, utilisant typiquement des chaluts;

- les pêches de petites espèces pélagiques vivant en bancs, telles que des clupéoidés et des maquereaux, dans des systèmes très productifs de remontée d'eau froide et de décharge de cours d'eau, utilisant typiquement des sennes coulissantes ou des chaluts pélagiques; et
- les pêches de crevettes sur des plateaux tropicaux dans des systèmes affectés par des décharges de cours d'eau, utilisant typiquement des chaluts.

Ce sont là les types de pêcheries auxquelles ont été consacrés les plus grands efforts de recherche, pour lesquelles le plus de données sont disponibles et qui devraient donc être les mieux comprises. Ce sont aussi celles pour lesquelles les systèmes pratiques et méthodes d'aménagement sont habituellement les mieux au point. Elles se sont développées tout d'abord dans les pays avancés mais, depuis le début des années 60, elles se sont également étendues dans le monde en développement, soit sous la forme de pêcheries à base locale soit au titre d'accords d'accès conclus avec des flottilles à grand rayon d'action.

Les petites pêche commerciales modernes exploitent beaucoup des mêmes stocks que les grandes pêches commerciales, mais aussi un nombre considérable de stocks plus petits. Elles peuvent aussi être mécanisées et même technologiquement perfectionnées. Dans cette catégorie, on peut citer par exemple:

- les pêcheries de poissons démersaux vivant dans les eaux profondes sur les pentes du plateau continental dans les zones tropicales, utilisant typiquement des filets, des lignes et des pièges;
- les pêcheries de grands poissons pélagiques côtiers, opérant typiquement à la traîne ou bien avec des palangres sur une petite échelle;
- les pêcheries de poissons démersaux côtiers des plateaux continentaux des eaux tempérées et des fjords, utilisant des pièges, des filets et des palangres, exploitant souvent les mêmes stocks que les pêches au chalut à grande échelle opérant plus loin au large, mais dont les opérations visent fréquemment des stades différents du cycle biologique;
- les petites pêcheries de petites espèces pélagiques vivant en bancs, opérant avec des bateaux et filets de plus petite taille que les entreprises équivalente pêchant sur une grande échelle.

Les pêches artisanales traditionnelles exploitent beaucoup des mêmes stocks que les pêches commerciales décrites ci-dessus et elles exploitent aussi une variété encore plus grande de très petits stocks. Elles peuvent être mécanisées, mais elles ont tendance à utiliser des engins de pêche traditionnels tels que filets de petite taille, pièges, lignes et méthodes manuelles de collecte. Dans cette catégorie, on peut citer par exemple:

- les pêcheries de poissons et invertébrés vivant sur les récifs coralliens, opérant typiquement avec des pièges, des lances, des lignes et à la main;
- les pêcheries de poissons et invertébrés des lagunes côtières et des estuaires, utilisant typiquement des filets;
- les pêcheries dans les cours d'eau et ruisseaux; et
- les pêcheries d'espèces d'aquarium dans tous les habitats.

Les petites pêcheries tendent à être particulièrement ostensibles dans des zones tropicales moins développées, ainsi que dans les eaux côtières, et elles sont plus difficiles à aménager. Toutefois, elles sont également de type courant et quelquefois aussi mal comprises dans les pays développés. La valeur totale (par opposition à la valeur unitaire) des stocks plus petits qu'elles exploitent peut ne pas être suffisante pour justifier des systèmes effectifs de collecte d'informations et d'aménagement.

Les petites pêches existent un peu partout dans des zones côtières et tropicales du monde entier où la biodiversité est le plus élevée où il y a tendance à exploiter toute la gamme d'espèces accessibles, en recourant à une grande variété d'engins et de méthodes de pêche et récoltant ainsi une plus grande variété d'espèces que les entreprises de pêche commerciales de plus grande envergure, plus spécialisées.

Le type de pêcherie peut avoir des conséquences du point de vue du risque d'extinction des espèces exploitées.

- Les pêches commerciales de grande envergure exploitent généralement de grands stocks d'espèces largement réparties dans des zones productives. Les données tendent à être plus faciles à recueillir et il s'agit souvent par conséquent d'espèces pour lesquelles on possède le plus grand volume d'informations et pour lesquelles la dynamique des populations et des écosystèmes a été le mieux étudiée. Dans la majorité des cas, il existe des données permettant une évaluation quantitative des conditions de l'espèce dans l'optique des critères d'inscription sur les listes de la CITES - avec une certaine estimation de la fiabilité de l'évaluation. Ces pêches opèrent généralement dans le cadre de systèmes opérationnels d'aménagement bien établis visant à maintenir le stock à un niveau optimal et, de ce fait, nettement au-dessus du niveau auquel le risque d'extinction (*au sens strict*) devient important, même si de tels systèmes n'ont très souvent pas permis d'empêcher la surexploitation. Dans ces conditions, les tendances présentées par les stocks sont généralement surveillées et les situations préoccupantes pourraient être décelées assez tôt.
- Les petites pêche commerciales peuvent aussi être bien documentées, particulièrement lorsqu'elles exploitent des stocks qui alimentent aussi de grandes entreprises et elles retiennent donc particulièrement l'attention des experts scientifiques et des organes de gestion. Mais beaucoup, sinon la majorité des petites pêcheries (depuis les entreprises commerciales jusqu'à la pêche de subsistance) sont mal documentées et mal contrôlées par des systèmes d'aménagement insuffisants ou inexistants, en particulier lorsque des systèmes traditionnels antérieurs (fonctionnant sur une base communautaire) ont cessé d'opérer. Dans ces situations d'exploitation non surveillée et incontrôlée, et même si les données ont tendance à devenir meilleures lorsque les produits de ces pêcheries entrent dans le commerce international, les données permettant d'évaluer les conditions des stocks aux fins de l'aménagement ainsi qu'aux fins de l'application des critères d'inscription sur les listes de la CITES ont tendance à être médiocres ou absentes. En outre, pour les mêmes raisons et à quelques exceptions près telles que les hippocampes et quelques espèces commerciales d'aquarium, les espèces exploitées dans ces pêcheries ne retiennent pas beaucoup l'attention des responsables de la conservation et le public est donc moins intéressé que par certaines espèces plus ostensibles.

2.4 Pêcheries d'espèces particulières et pêcheries multispécifiques

Dans les situations indiquées ci-après relativement aux effectifs des espèces visées, débarquées et commercialisées selon le type particulier de pêcheries, l'élément "commerce" est celui qui retient plus particulièrement l'attention.

- i. Pêcheries d'espèces particulières, avec peu ou pas du tout de captures accessoires (par exemple langoustes récoltées au siège en Amérique du Nord; strombes, ormeaux et oursins récoltés par des plongeurs; pêche à la senne coulissante d'espèces monotypiques vivant en bancs; pêche sélective de poissons d'aquarium).

- ii. Pêcheries visant une espèce ou plus, avec des captures accessoires de valeur insuffisante ou inexistante qu'elles soient débarquées (captures accessoires de poissons dans certaines pêcheries de crevettes ou de céphalopodes).
- iii. Pêcheries visant une espèce particulière ou plus, avec des captures accessoires qui sont débarquées et qui peuvent faire l'objet d'un commerce international.
- iv. Pêcheries visant un complexe d'espèces ayant toutes une valeur marchande et pouvant toutes être commercialisées (par exemple exploitation au piège et au filet de poissons vivant sur les récifs coralliens, de poissons vivant sur les plateaux continentaux dans les eaux tropicales).

Dans le cas (i), seule l'espèce visée est négativement affectée par la pêche. Des mesures de contrôle du commerce sont donc susceptibles de prévenir ou réduire l'exploitation, et elles peuvent être efficaces en tant que moyen de réduire le risque d'extinction.

Dans le cas (ii), des mesures de contrôle du commerce ne seront efficaces que pour l'espèce cible car les espèces non visées ne sont pas commercialisées, et la CITES ne couvre pas le contrôle du commerce des espèces cibles dans l'optique de la conservation d'espèces non visées mises en danger par l'exploitation des premières.

Dans le cas (iii), des mesures de contrôle du commerce peuvent être utilisées pour réduire le risque d'extinction d'espèces visées aussi bien que non visées. Toutefois, si ces mesures sont imposées en vue de préserver une espèce non visée, la réaction probable dans la pêcherie sera de rejeter celle-ci à la mer ou de la conserver pour la vente sur le marché intérieur ou pour la consommation personnelle. Si l'espèce non visée est rejetée à la mer, l'effet de l'interdiction dépendra de son degré de survie. Il peut aller de zéro à presque cent pour cent selon la nature de la pêcherie (Alverson *et al.* 1994).

Le cas (iv) est analogue au cas (iii) pour ce qui concerne l'efficacité des mesures d'interdiction du commerce, mais il en diffère en ceci que ce type de pêcherie conduit presque inévitablement à une surexploitation extrême de quelques espèces. Un tableau typiquement observé pour des pêcheries multispécifiques utilisant des engins non sélectifs pour exploiter des complexes où toutes les espèces sont débarquées et ont une valeur marchande est la ponction progressive dans le système des espèces de plus grande taille, à moindre capacité de résistance (Jennings *et al.* 1999). Par suite, la composition par espèce du système et des captures se modifie en faveur d'espèces plus petites, habituellement moins rentables commercialement et plus résilientes. Toutefois, alors même que l'effectif des populations d'espèces moins résilientes peut diminuer, elles continuent d'être exposées à des niveaux élevés d'effort de pêche. Les pêcheries des récifs coralliens donnent l'exemple classique de cette situation (Koslow *et al.* 1988). Là, les grands vivaneaux et mérus sont rapidement extraits du système mais, en raison de leur haute valeur commerciale, ces espèces continuent d'être capturées et commercialisées même à des taux d'abondance très faibles. Dans un tel cas, le résultat probable d'une mesure d'interdiction du commerce serait que ces espèces seraient conservées pour la vente sur le marché intérieur ou pour la consommation personnelle. Toutefois, dans certaines conditions, il pourrait y avoir une augmentation des quantités de poissons rejetées à la mer, la survie des espèces rejetées devenant alors une question critique.

Par conséquent, l'efficacité des restrictions appliquées au commerce en vue de réduire le risque d'extinction résultant de l'exploitation par pêche atteindra son maximum pour les espèces visées. Ces restrictions auront le moins d'effets perturbateurs sur le plan social et économique lorsque la pêcherie est monospécifique. Les restrictions appliquées au commerce

des espèces non visées ne seront efficaces que lorsqu'elles seront rejetées à la mer et survivent. Dans ces pêcheries, il importe que les mesures soient axées sur l'utilisation d'engins ou de stratégies de pêche plus sélectifs, en sorte de réduire au minimum les captures d'espèces non visées. Cette question doit retenir l'attention des responsables de l'aménagement parce que l'utilisation d'engins et stratégies plus spécifiques adaptés aux différentes espèces facilite l'optimisation du rendement sur une base monospécifique.

2.5 Documentation existante sur l'extinction et le risque d'extinction de diverses espèces

A l'échelle géochronologique, de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés ont disparu naturellement des habitats aquatiques, et de nombreuses espèces ont été perdues dans tous les types d'écosystèmes. Toutefois, il semble que les taux actuels d'extinction d'espèces aquatiques soient beaucoup plus élevés qu'il n'en a jamais été dans l'histoire (Cairns et Lackey 1992, Malakoff 1997, Roberts et Hawkins 1999). Les préoccupations que cela suscite du point de vue de la conservation invitent à en examiner les causes et les conséquences. Plusieurs questions se posent:

- Combien d'espèces de poissons et d'invertébrés ont effectivement disparu durant des temps géologiquement récents?
- Quelles caractéristiques avaient-elles en commun et quelle a été la cause de leur disparition?
- Quelles mesures de conservation aideraient à renverser la tendance à la réduction de la biodiversité aquatique?

En répondant à ces questions on aiderait à préciser le rôle à jouer par les organismes s'occupant du commerce dans l'application de mesures de conservation d'espèces en danger d'extinction.

Dans la présente section, on examine la documentation existante sur la fréquence et les modalités d'extinction des espèces aquatiques pour tenter de répondre aux questions ci-dessus et de déterminer si le risque d'extinction peut être prédit sur la base des caractéristiques écologiques des espèces et des caractéristiques de leurs habitats, ainsi qu'il a été suggéré dans la section précédente et par plusieurs auteurs (par exemple McKinney 1997, McDowall 1999). Le degré auquel cela apparaît possible indiquera s'il est possible de poursuivre une approche quantitative de la prédiction, telle qu'elle a déjà été explorée par Angermeier (1995) et par Parent et Schrimi (1995) pour les poissons de Virginie et de la région des Grands Lacs du Saint-Laurent.

Avant d'entreprendre une telle étude, il y a plusieurs avertissements à donner. Ainsi que l'ont souligné de nombreux auteurs (par exemple Reaka-Kudla 1997, Roberts et Hawkins 1999), une analyse des caractéristiques présentées par les extinctions pour lesquelles des données sont disponibles peut être source d'erreurs, parce que le nombre effectif d'extinctions peut être sous-estimé et cela pour diverses raisons. Scientifiquement, documenter l'extinction d'une espèce signifie prouver que quelque chose n'existe plus, ce qui est logiquement, pratiquement et théoriquement plus difficile que prouver son existence (Diamond 1987, Miller *et al.* 1989). De ce fait, il est possible que certaines espèces classées dans une catégorie "risque élevé" aient déjà disparu, des experts scientifiques prudents concédant encore toutefois la possibilité qu'un futur échantillonnage permette encore de découvrir des populations résiduelles. L'approche de précaution suggérerait donc que, lorsque l'existence

actuelle d'une espèce est douteuse, la charge de la preuve incomberait à ceux qui font valoir que l'espèce n'est *pas* éteinte. Toutefois, l'approche de précaution n'assure pas que toutes les extinctions survenues aient été signalées dans la littérature scientifique. Par ailleurs, quelques espèces de poissons considérées comme disparues, quelquefois pendant de longues périodes, ont été redécouvertes, soit par accident (*Latimeria chalumnae*, Bruton 1995b) soit en conséquence de recherches diligentes (*Cyprinodon radiosus*, Miller et Pister 1971, *C. nevadensis shoshone*, Taylor *et al.* 1988). La gageure que représente l'estimation des véritables taux d'extinction d'organismes aquatiques est encore compliquée par le fait que les faunes de poissons et d'organismes aquatiques invertébrés de nombreuses parties du monde sont mal échantillonnées, particulièrement dans les océans (Upton 1992, Bruton 1995, Moyle et Leidy 1998). En outre, les taxinomies de certains groupes, en particulier des invertébrés marins, ne sont aussi que médiocrement résolues et, pour certains groupes d'espèces, les espèces individuelles sont difficiles à définir précisément, spécialement si l'on se fonde uniquement sur des critères morphologiques applicables à des collections historiques (Reaka-Kudla 1997, Roberts et Hawkins 1999). Par suite, la possibilité de "cryptoextinctions" – espèces disparues sans que l'on n'en ait jamais connu l'existence – doit être sérieusement envisagée.

Toutefois, ce type de considération ne peut pas contribuer beaucoup au dialogue scientifique, car il n'y a pas de faits sur la base desquels travailler. Même les estimations basées sur des modèles de cryptoextinctions d'organismes terrestres, pour lesquels l'incertitude de la taxonomie et l'insuffisance de l'échantillonnage sont l'une et l'autre moins graves que pour les habitats aquatiques, présentent communément des variations d'un ordre de grandeur allant par exemple de cent à mille espèces d'insectes par an (Burgman *et al.* 1993). Heureusement, dans la perspective de l'aménagement des pêcheries et de la réglementation du commerce, les cryptoextinctions d'espèces commerciales visées ne seraient pas une préoccupation majeure parce que, dans presque tous les cas, les captures et le commerce d'espèces commerciales aménagées intéresseraient des produits alimentaires ou organismes d'aquarium, pour qui les identités des espèces sont connues. Toutes préoccupations suscitées par des cryptoextinctions en conséquence de la pêche auraient un maximum de chances d'intéresser, par exemple, des petites pêcheries visant des complexes très divers ou des espèces telles que des invertébrés benthiques rares détruits eux-mêmes ou dont l'habitat est détruit par les opérations de pêche. Le risque a aussi toutes chances d'être plus élevé lorsque l'espèce n'est plus reconnaissable dans le produit final de la pêche, par exemple l'huile de baleine ou la farine de poisson provenant de stocks démersaux de type très divers (heureusement extrêmement rares).

Dans les écosystèmes marins il y a très peu de cas documentés d'extinctions récentes d'espèces de poissons et d'invertébrés, quoiqu'un certain nombre de mammifères marins et d'oiseaux aient disparu (Baillie et Groombridge 1996, Ruckelshaus et Hays 1998, Roberts et Hawkins 1999). La grande zostère du littoral de l'Atlantique nord-ouest (*Lottia alveus*) est considérée comme éteinte (Carlton *et al.* 1991), ainsi que deux (Roberts et Hawkins 1999) ou trois (Carlton 1993) autres invertébrés (une patelle *Collisella edmitchelli*, et un bigorneau *Littoraria flammea* - tous deux rares et connus dans quelques collections de musée; et un escargot *Certhidea fuscata*) sont classés comme probablement disparus. Aucune de ces espèces n'a été exploitée commercialement et n'a connu une mortalité notable en tant que capture accessoire; de ce fait, elles n'ont pas été affectées directement par le commerce. La population de grandes zostères s'est effondrée lorsque son habitat obligatoire - les zostères côtières - a été décimé par la maladie et, bien que les habitats se soient régénérés dans certaines zones côtières, la patelle n'a jamais été retrouvée au cours des dernières dizaines

d'années. Aussi bien *C. edmittchelli* que *C. fuscata* avaient des zones de répartition côtières restreintes à proximité du littoral et dans les zones intertidales de la Californie du Sud. Une perte d'habitats attribuée à l'urbanisation et aux activités humaines dans la zone côtière a été présentée comme la cause de la perte des deux espèces (Carlton 1993, Taylor 1991), la première des deux ayant probablement disparu au cours du siècle précédent; il n'y a jamais eu de commerce des espèces éteintes ou de leurs parties.

Il y a eu beaucoup plus de disparitions d'espèces d'eau douce. Pour les États-Unis, où les faunes de poissons ont été suivies d'assez près, Bruton (1995a) donne une liste de 18 espèces d'eau douce considérées comme disparues ou "presque certainement" disparues, et un total global de 34 espèces. Ce total est certainement bas, car la presque totalité des 80 espèces de poissons figurant dans le Livre rouge de l'UICN de 1996 sont des espèces d'eau douce. Pour le lac Victoria uniquement, quelques experts ont estimé que jusqu'à 200 haplobiontes endémiques du stock original contenant 300 espèces ou plus pourraient maintenant être disparus, et ils ont attribué les extinctions aux effets tout d'abord de la surpêche, puis de l'introduction de la perche du Nil (*Lates niloticus*) et du tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) (Witte *et al.* 1992, Ogutu-Ohwayo *et al.* 1997). On a fait valoir que d'autres grands lacs africains pourraient avoir souffert dans des proportions analogues de pertes d'un certain nombre d'espèces, quoique provenant de stocks plutôt plus petits (Ogutu-Ohwayo *et al.* 1997). Dans le cas de ces groupes d'espèces endémiques, la surexploitation a contribué à un degré majeur à de graves réductions de l'abondance. Toutefois, le passage d'une grave réduction de l'abondance à l'extinction est attribué à l'impact du prédateur introduit et, peut-être, du concurrent tilapia.

Une séquence analogue de facteurs a été rendue responsable de l'extinction de plusieurs corégonidés (*Coregonis alpenae*, *C. johannae*, *C. kiyi orientalis* et *C. negripennis*) et du brochet bleu (*Stizostedion vitreum*) disparus des Grands Lacs nord-américains (Miller *et al.* 1989), quoique dans le cas de ces derniers l'extinction ait été imputable à la lamproie parasite venue de la mer (*Petromyzon marinus*) qui a envahi les lacs, plutôt qu'à un prédateur. Le croisement avec d'autres ciscos est également invoqué comme facteur ayant contribué à l'extinction des corégonidés. Toutefois, comme il en est dans les grands lacs africains, la surpêche intensive durant une période prolongée a gravement contribué à l'appauvrissement des populations avant que les facteurs additionnels en aient déterminé l'extinction.

Mais cette chronologie de surexploitation suivie par l'introduction d'espèces n'est pas la seule voie conduisant à l'extinction, et elle n'est peut-être même pas la plus commune. Sur les 40 espèces et sous-espèces catégorisées comme disparues au Canada, au Mexique et aux États-Unis par Miller *et al.* 1989), 29 avaient une aire de distribution restreinte, et habituellement limitée à un seul petit lac ou bassin hydrographique. Dans leur récapitulation, Miller *et col.* (1989) ont dénoncé l'altération physique de l'habitat pour 73 pour cent des extinctions, et l'altération chimique de l'habitat et l'hybridation ont l'une comme l'autre été invoquées pour 38 pour cent des cas. En revanche, ces auteurs ont fait état des effets des espèces introduites pour 68 pour cent des extinctions et de ceux de la surexploitation pour 15 pour cent. Quoique quelques espèces de salmonidés (*Oncorhynchus* et *Salvalinus*) et de cyprins sucets (*Chasmistes*) aient été capturées à titre récréatif ou même commercialement, la pêche axée sur ces espèces ou leur mortalité en tant que captures accessoires n'a joué aucun rôle dans l'extinction de la grande majorité des 29 espèces qui avaient à l'origine une aire de distribution restreinte.

Des études plus récentes des caractéristiques d'espèces aquatiques maintenues perdues, des causes de l'extinction et des types d'habitats occupés par ces espèces ont eu tendance à ne pas distinguer les espèces disparues de celles qui sont en danger d'extinction ou qui ont été éradiquées de portions de leurs aires de répartition antérieures (voir par exemple Leidy et Moyle 1998, Ruckleshaus et Hays 1998, McDowall 1999). Toutefois, les analyses dont il est rendu compte plus loin dans la présente section tiennent compte de ces scénarios possibles pour mettre à jour les listes d'extinctions de poissons.

Ces préoccupations suscitées par les éradications de populations sont conformes à l'importance accordée à la conservation de la biodiversité aquatique à l'échelle locale et régionale aussi bien que mondiale (Cairns et Lackey 1992). Les évaluations de la réduction de la biodiversité aquatique au niveau des bassins versants ou des régions font apparaître des scénarios uniformes de pertes substantielles (par exemple Hughes et Noss 1992, Moyle et Leidy 1992). Les experts ont généralement allégué l'altération physique de l'habitat, la fragmentation de bassins versants bien adaptés, et la simplification en cascade des communautés (où la perte d'une seule espèce peut déclencher des modifications de la viabilité d'espèces qui étaient des prédateurs ou des proies de celle perdue à l'origine) en tant que causes d'une perte de biodiversité. Toutefois, l'interprétation de ces scénarios est compliquée par le fait que l'on a seulement une connaissance très fragmentaire de la biodiversité de nombreuses régions géographiques et groupes taxonomiques (Leidy et Moyle 1998, Roberts et Hawkins 1999).

Même si l'on admet qu'un examen détaillé de la biodiversité aquatique sur la base des informations actuellement disponibles a peu de chances d'être représentatif de la véritable situation globale de la biodiversité aquatique, quelques synopses apparaissent néanmoins clairement. Les espèces anadromes et estuariennes semblent particulièrement sensibles aux pertes locales et régionales (Jonsson *et col.* 1999, McDowall 1999). Le groupe qui a probablement été étudié le plus en détail dans les populations d'espèces est celui des salmonidés du Pacifique au Nord-Ouest de l'Amérique du Nord. Les éradications de populations ou de stocks d'espèces anadromes de salmonidés ont été inventoriées par Nehlsen *et col.* (1991), Slaney *et col.* (1996) et Baker *et col.* (1996).

Il a été présumé qu'au moins 106 stocks de saumon du Pacifique ont été éradiqués du plateau continental des États-Unis (Nehlsen *et col.* 1991), quoique malheureusement le nombre total de stocks passés en revue ne soient pas clairement indiqué dans ce rapport. Pour les complexes hydrographiques canadiens adjacents vers le Nord, Slaney *et col.* (1996) ont indiqué que, sur 5487 stocks pour lesquels on possédait assez de données pour en estimer l'état, 142 ont peut-être été détruits. Dans les complexes hydrographiques de l'Alaska toutefois, deux stocks seulement ont été éradiqués, sur un total de plus de 4 000 stocks pour lesquels on possédait suffisamment de données pour en évaluer l'état actuel.

Cette réduction du taux de destruction est parallèle à une réduction de la densité et des effets des activités humaines. Dans les trois études intéressant les stocks de salmonidés du Pacifique nord-américain, les principales causes de la réduction et de la destruction passées des populations ont toutes été associées aux activités humaines. Beaucoup des éradications ont été attribuées à la dégradation d'habitats d'eau douce ou à la destruction complète de cours d'eau par suite de l'urbanisation ou de blocages dus au développement hydroélectrique. Les réductions de la qualité de l'habitat ont été également associées aux pratiques en matière d'utilisation des terres, aux problèmes soulevés par la qualité de l'eau et le prélèvement de

l'eau, et aux taux de mortalité associés au passage des tacons (jeunes saumons descendant à la mer) ou au retour des adultes franchissant les barrages.

Tout en insistant sur la perte et la dégradation des habitats dans leurs trois évaluations détaillées des pertes subies par les stocks de salmonidés, les trois équipes de chercheurs ont reconnu que l'exploitation excessive pourrait avoir joué un certain rôle au moins en réduisant beaucoup l'abondance des populations, si même elle n'a pas été entièrement responsable de l'éradication. Dans la totalité des cas, il a été mentionné que les stocks les moins productifs avaient peut-être souffert de taux de mortalité insoutenablement élevés en haute mer ou à proximité du rivage, là où se mélangent des saumons de nombreux stocks différents, même si le taux d'exploitation du complexe hybride était approprié pour soutenir la productivité moyenne du complexe. En outre, des déclin remarquables plus récents de certains complexes de salmonidés, par exemple de saumon argenté dans les cours d'eau à l'intérieur de la Colombie britannique (Canada), ont été observées dans des régions où la qualité des habitats d'eau douce ne s'est pas dégradée à un degré notable. Dans de tels cas, les déclin (qui peuvent inclure quelques éradications locales) sont imputables en grande partie à la réduction des taux de survie en mer, résultant elle-même de la modification des conditions dans le milieu océanique et de la surexploitation dans des pêcheries de stocks hybrides (Bradford 1995, 1998).

La structure des populations de la majorité des autres espèces est plus mal connue que celle des populations de salmonidés. Néanmoins, la perte progressive de biodiversité par suite de destructions à l'échelle régionale est préoccupante dans beaucoup de zones (Angermeier 1995, Leidy et Moyle 1998, Ruckleshaus et Hays 1998). De nombreuses espèces d'esturgeons ont également souffert de réductions substantielles de leur aire de distribution, et plusieurs ont maintenant disparu de nombreux bassins hydrographiques où on les trouvait jadis (Musick 1998, Baillie et Groombridge 1996).

A l'échelle des populations, les pertes de biodiversité apparaissent clairement. Dans son résumé, Bruton (1995b) indique que 122 des 200 espèces indigènes d'Europe ont été catégorisées dans la Convention de Berne comme justifiant une protection spéciale et que des milliers de populations individuelles ont été détruites. En Australie, 65 espèces (34 pour cent) sont considérées comme courant un certain degré de risque et plusieurs espèces sont au bord de l'extinction. Les données pour l'Asie et pour l'Afrique étaient encore plus incomplètes mais, en Afrique du Sud, 32 espèces ont été catégorisées comme en danger. Au Népal, 13 de 130 espèces indigènes ont été inscrites par des autorités scientifiques dans une certaine catégorie de risque et, au Japon, 45 espèces ont été catégorisées comme en danger. Des groupes taxonomiques vivant dans des eaux côtières et estuariennes, tels que des ormeaux (*Haliotis*), des hippocampes et des serpents de mer (famille des Syngnathidae) et des mérours (famille des Serranidae) apparaissent fréquemment sur des listes d'espèces en danger ou de populations éradiquées dans de grandes parties de leurs aires de répartition historiques (Baillie et Groombridge 1996, Powles *et col.* sous presse). Pour les plateaux continentaux, la documentation des disparitions à l'échelle régionale est peut-être la meilleure pour des requins et des raies jadis largement répandus, tels que le pocheteau gris (*Raja batis*) dans la mer d'Irlande (Brander 1981) et la grande raie (*Raja laevis*) sur les grands bancs de Terre-Neuve (Casey et Myers 1998).

De tels inventaires des espèces disparues pour cause d'extinction, éradiquées sur de grandes parties de leurs aires de distribution historiques ou actuellement menacées, font clairement apparaître la nécessité de prendre des mesures de conservation pour protéger la

biodiversité à diverses échelles. Toutefois, des analyses complémentaires s'imposent pour préciser les types de mesures qui pourraient être le plus constructifs. De telles analyses sont déjà entreprises (y compris dans le présent document), mais elles ne peuvent que commencer étant donné les informations très sommaires dont on dispose sur les particularités des sites biologiques, sur les aires de répartition et sur l'histoire de la pêche des espèces retenant l'intérêt. En outre, comme on l'a déjà noté ci-dessus, les espèces préoccupantes ne sont pas non plus susceptibles d'être des échantillons représentatifs des communautés des eaux marines et des estuaires, des communautés anadromes ou même des communautés de poissons d'eau douce. Il existe d'amples possibilités de poursuivre beaucoup plus loin les analyses ci-après. Néanmoins, même les analyses initiales mettent quelque peu en lumière les types d'espèces qui suscitent le plus de préoccupations et aident à préciser la menace que fait peser l'exploitation commerciale sur des espèces déjà ou potentiellement menacées.

La revue qui précède de la documentation existante montre que la plupart des auteurs ont conclu que le risque d'extinction d'espèces aquatiques est étroitement lié à leurs caractéristiques écologiques, aux caractéristiques de leurs habitats et, de ce fait, à leur vulnérabilité à des facteurs anthropogènes. Deux lignes d'orientation supplémentaires sur les espèces considérées comme les plus menacées sont données ci-dessous sur la base de deux séries d'informations:

- les espèces incluses dans la série "Threatened fishes of the world" dans le journal "Environmental Biology of Fishes", présentée par Bruton (1995b);
- les espèces de poissons inscrites par l'UICN dans sept catégories, sur la base de leur état actuel (voir Annexe 1 au présent document) (Baillie et Groombridge 1996).

Les articles publiés dans "Threatened fishes of the world" sont une contribution bénévole des auteurs qui souhaitent attirer l'attention sur les espèces considérées. Il sont donc une expression de la préoccupation que ces espèces inspirent à des experts, plutôt qu'une tentative pour présenter un tableau détaillé et complet. La récapitulation présentée dans le tableau 1 montre que la majorité des 63 espèces recensées dans la série vivent dans des eaux douces et que la plupart d'entre elles sont de petite taille. Les deux grandes espèces marines sont le coelacanth et le requin grand, blanc.

Tableau 1. Récapitulation des caractéristiques des espèces de poissons incluses dans la série "Threatened fishes" du journal "Environmental Biology of Fishes"

Catégorie de taille	Espèces d'eaux marines	Espèces d'eaux saumâtres	Espèces anadromes	Espèces d'eaux douces	Total
Grandes (>30cm)	2		3	2	7
Moyennes (10-30 cm)	1			13	14
Petites (<10 cm)	1	6		35	42
Total	4	6	3	50	63

Un résumé des informations sur les poissons fournies dans le Livre rouge publié en 1996 par l'UICN (Baillie et Groombridge 1996) est présenté à l'Annexe 1 au présent document. Il n'est pas donné d'informations sur la taille, mais elle peut dans de nombreux cas être approximativement déduite des connaissances sur la famille ou le genre. L'utilisation des catégories adoptées en 1996 par l'UICN ne signifie pas que les auteurs du présent rapport acceptent à titre définitif l'évaluation du risque dans chaque cas, car les données de base utilisées dans de nombreuses conditions sont actuellement réexaminées (rapports d'ateliers

tenus à Londres et à Tokyo). Toutefois, la mise en tableau des conclusions de l'UICN n'en offre pas moins le moyen d'étudier les caractéristiques écologiques des espèces jugées en danger par cette organisation.

Pour ce qui est de l'extinction et de l'extinction en milieu naturel, la liste comprend 91 espèces d'eau douce et 2 espèces marines. Les espèces d'eau douce appartiennent à 12 familles, qui sont essentiellement des cichlidés (49 spp.), des cyprinidés (16 spp.) et des cyprinodontidés (9 spp.). Il vaut la peine de remarquer que les deux espèces marines figurant sur la liste sont des esturgeons.

De manière analogue, dans le cas des espèces inscrites dans les trois catégories d'espèces en danger², il y a une prépondérance des poissons d'eau douce (620 espèces d'eau douce contre 138 espèces marines). A l'intérieur de ces catégories, la proportion d'espèces en grave danger est relativement plus élevée pour les poissons d'eau douce (24 pour cent contre 10 pour cent pour les espèces marines). Les cyprinidés (161 spp.) et les cichlidés (88 spp.) sont là aussi les familles d'eau douce prédominantes, suivies par les cyprinodontidés (31 spp.) et les percidés (33 spp.). Cette dernière famille comprend principalement des espèces éthéostomatines de dard (27 spp.) qui sont de petite taille, ont des cycles biologiques spécialisés et des aires de distribution restreintes dans de petits cours d'eau. Les cyprinodontidés ont également des cycles biologiques spécialisés et occupent des habitats restreints tels que des systèmes de mares dans les déserts. Le cas des cichlidés des grands lacs africains a été examiné plus haut. Vingt espèces de salmonidés figurent dans ces trois catégories.

Parmi les espèces marines en danger, les syngnathidés prédominent (36 spp., toutes classées dans la catégorie "vulnérables"), suivis des esturgeons (23 spp., dont 16 dans la catégorie "en danger") et des serranidés (17 spp., dont 13 dans la catégorie "vulnérables"). Indépendamment du cas spécial des esturgeons, la majorité des espèces marines répertoriées qui sont soumises à exploitation sont capturées dans de petites pêcheries tropicales et artisanales à des fins alimentaires (serranidés, lutjanidés, labridés) et pour le commerce d'espèces alimentaires et espèces d'aquarium vivantes (nombreuses familles - voir aussi Sadovy 1997). Le groupe le plus important, les syngnathidés (dont 34 sont des hippocampes), est également très demandé en raison de ses propriétés médicales supposées (voir par exemple Pajaro et Vincent 1996).

Peu d'espèces répertoriées alimentent une pêche commerciale de grande envergure. Celles qui le font effectivement comprennent l'espadon, quatre espèces de thons (thon obèse de l'Atlantique, thon rouge du Nord et thon rouge du Sud, et germon), deux gadidés (morue de l'Atlantique et églefin) et deux poissons plats (flétan de l'Atlantique et limande à queue jaune). Même à l'état réduit, leurs populations sont encore loin de courir un risque d'extinction imminent. Dans le cas du germon de l'Atlantique Nord, l'estimation du stock de géniteurs faite en 1997 est d'environ 20 000 tonnes. Pour le thon obèse de l'Atlantique, l'estimation de la biomasse faite en 1997 est d'environ 150 000 tonnes. Pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest, le nombre d'individus parvenus à maturité a été estimé à quelque 30 000 (CICTA 1999). Bien que ces chiffres indiquent que l'aménagement des pêcheries n'ait pas permis de maintenir ces stocks à des niveaux acceptables, ils ne signifient pas qu'ils soient en danger imminent d'extinction.

² CR (Critically endangered) = en grave danger; EN (Endangered) = en danger; VU (Vulnerable) = vulnérable

2.6 Évaluation du risque d'extinction d'espèces aquatiques

La documentation publiée et les deux grandes lignes d'orientation fournies dans la série "Threatened fishes" et le Livre rouge de l'UICN indiquent un haut degré d'agrégation parmi les espèces observées ou considérées comme menacées, lequel est étroitement lié aux caractéristiques écologiques et aux caractéristiques de l'habitat. Cette typologie aide à préciser les types d'espèces qui pourraient courir un risque d'extinction et les données qui pourraient elles-mêmes aider à préciser en quels cas des mesures telles que des restrictions du commerce pourraient contribuer le plus à réduire les risques.

Avant de tenter une récapitulation de ces caractéristiques, il faut faire ressortir que les agrégations d'espèces listées semblent également refléter les divers types de préoccupations des responsables de la conservation et même, encore plus, la diversité des capacités techniques existantes pour évaluer le risque d'extinction. Par exemple, un nombre relativement élevé d'espèces sont listées pour la faune de poissons d'eau douce bien étudiée de l'Amérique du Nord, alors que les espèces listées sont relativement peu nombreuses pour les faunes de poisson des eaux douces tropicales d'Inde, d'Asie, d'Amérique du Sud et (exception faite des cichlidés lacustres) d'Afrique. Toutefois, les agrégations d'espèces listées correspondent aussi aux régions qui ont connu le plus haut degré de développement et qui ont peut-être connu le plus de modifications et de destruction des habitats.

L'examen des informations sur les extinctions et sur les espèces en danger d'extinction indique que toute une variété de facteurs peuvent être utilisés comme indicateurs du risque. Les généralisations ci-après semblent raisonnables:

- a) les espèces de grande taille, à vie longue et à maturation tardive, à fécondité élevée ou faible (mais plutôt faible) sont vulnérables à l'exploitation et courent un risque relativement élevé d'extinction sous l'effet de l'exploitation;
- b) les espèces de petite taille et à vie courte qui ont des aires de distribution restreintes dans des habitats isolés, courent un risque relativement élevé d'extinction par suite d'une action humaine indépendante de l'exploitation, entraînant par exemple une destruction et une dégradation de l'habitat, ou de catastrophes localisées (telles que déversements d'hydrocarbures);
- c) les espèces de petite taille et à vie courte, à reproduction spécialisée se traduisant par un faible taux intrinsèque d'accroissement de la population, et qui ont des aires de distribution restreintes dans des habitats isolés courent un risque relativement élevé d'extinction par suite de l'exploitation ainsi que d'interventions humaines indépendantes de l'exploitation;
- d) les espèces vivant dans des habitats d'eau douce courent un plus grand risque de destruction et de dégradation que les espèces marines;
- e) la proximité de grandes populations humaines tend à accroître ou rendre plus probables les risques d'extinction identifiés et signalés dans la documentation publiée.

Une autre question à résoudre pour l'évaluation du risque d'extinction d'espèces aquatiques est celle des informations disponibles. Semblables données permettront de décider si oui ou non une espèce peut être considérée pour l'inscription sur une liste d'espèces en danger et, le cas échéant, quelles sont les caractéristiques à évaluer. Le Livre rouge publié en 1996 par l'UICN comprend assez d'espèces de poissons pour permettre des analyses instructives. Le tableau 2 récapitule les modalités d'utilisation de chacun des critères retenus par l'UICN pour l'inscription de poissons marins et d'eau douce dans ses trois catégories de risque (CR= en grave danger; EN = en danger; VU = vulnérable).

Le tableau 2 indique que le critère "en déclin" est utilisé beaucoup plus souvent pour les poissons marins que pour les poissons d'eau douce. Cela tient probablement à ce que l'on possède généralement plus d'informations sur la distribution et l'abondance des espèces d'eau douce que sur celles des espèces marines, ce qui fait que les conditions actuelles d'abondance et de distribution peuvent être plus souvent évaluées.

Les facteurs indiqués peuvent être utilisés de manière heuristique pour identifier les espèces qui risqueraient d'être le plus menacées, en sorte que la conservation puisse être axée sur leurs besoins. Il ne fait pas de doute que c'est ainsi que la majorité des responsables de la conservation approchent actuellement la question.

Un autre moyen d'utiliser les informations sur ces facteurs serait d'élaborer un modèle prédictif quantitatif multivariés qui identifierait les espèces ou des groupements d'espèces courant le plus grand danger d'extinction, ainsi que l'ont entrepris, à une échelle régionale Angermeier (1995) et Parent et Schrimi (1995). Des projets de cette nature, mais à l'échelle océanique ou mondiale, sont en cours avec quelques organisations internationales s'occupant de conservation. Le but de toutes ces analyses est de grouper les espèces en grappes présentant des ensembles de caractéristiques analogues, et de spécifier comment le risque d'extinction varierait entre ces unités en grappe et en fonction des caractéristiques qui ont permis de les définir. Un tel système serait utile aussi bien pour établir des priorités pour les espèces dont le statut doit être évalué que pour suggérer des types de mesures de conservation aussi bien adaptés que possible aux risques que différentes espèces sont susceptibles de courir. L'Analyse de la viabilité des populations (encadré 1), instrument d'analyse fondamental pour la biologie de la conservation, pourrait également être utilisée au niveau d'unités en grappe. Le but serait de préciser des directives numériques appropriées pour évaluer le risque couru par différents types d'espèces et d'assurer un certain degré constant de protection contre l'extinction parmi les divers poissons et invertébrés aquatiques à considérer.

2.7 Récapitulation des contrastes entre les poissons et invertébrés aquatiques et les vertébrés terrestres

Presque toutes les stratégies observables dans le cycle biologique des vertébrés terrestres peuvent être retrouvées chez les poissons et les invertébrés aquatiques, et si l'on ajoute les mammifères marins et les oiseaux de mer à la liste des espèces aquatiques on accroît encore le chevauchement. Mais, l'inverse ne se vérifie pas, car un large éventail de tailles adultes, des cycles biologiques plus complexes avec des larves, juvéniles et adultes écologiquement distincts, des modes de vie diadromes et de nombreux autres modes de vie spécialisés caractérisent la multiplicité des espèces de poissons et d'invertébrés aquatiques. A elle seule, la pluralité des cycles biologiques des poissons et des invertébrés aquatiques signifie que des critères d'évaluation du risque d'extinction valablement applicables à la variété de vertébrés terrestres ne permettent pas forcément de faire des évaluations aussi fiables du risque d'extinction pour tous les organismes aquatiques. En outre, des différences peuvent se vérifier dans l'un et l'autre sens, car la complexité des cycles biologiques peut faire que des espèces particulières sont mieux capables de survivre à certains types de menaces et plus vulnérables à d'autres.

Tableau 2. Résumé des critères utilisés pour l'inscription de poissons marins et non marins dans les catégories d'espèces menacée

Raison de l'inscription (1)	Nombre d'espèces inscrites dans la catégorie			Total	Pourcentage du total
	CR (en grave danger)	EN (en danger)	VU (vulnérable)		
Espèces non marines					
A	41	30	81	152	24.5
AB	53	39	27	119	19.2
ABC	6	2	1	9	1.5
ABCD			3	3	0.5
ABD			7	7	1.1
AC	5	3		8	1.3
ACD			1	1	0.2
AD	2		11	13	2.1
ADCD			1	1	0.2
AE		1		1	0.2
B	35	34	19	88	14.2
BC	1	4	0	5	0.8
BD			8	8	1.3
BE	2			2	0.3
C	3	3	2	8	1.3
CD			2	2	0.3
D		1	192	193	31.1
	148	117	355	620	
Espèces marines					
A	27	62		89	65.4
AB		3		3	2.2
AD		1		1	0.7
B	1	1		2	1.5
C	1			1	0.7
D		28		28	20.6
NT			12	12	8.8
TOTAL	29	95	12	136	

(1) A= Population en déclin (passé ou projeté); B = Petite aire de répartition et faible déclin ou fluctuation; C= Petit effectif et faible déclin de la population; D = Très petite population et aire de répartition très restreinte; E= Analyse quantitative (par exemple analyse de la viabilité de la population); NT = presque menacée d'extinction.

ENCADRÉ 1: ANALYSE DE LA VIABILITÉ DES POPULATIONS

Le terme analyse de viabilité des populations (AVP) est appliqué à une série de méthodes de modélisation ayant en commun que des trajectoires stochastiques des populations sont projetées dans l'avenir sur la base des connaissances actuelles sur la mortalité et la fécondité, et de scénarios sur les conditions futures possibles (Groom et Pascal 1998). Beaucoup de ces approches, mais non pas toutes, reposent sur des matrices établies par Leslie ou Lefkowitz pour faire des projections de populations structurées sur la base de l'âge ou du cycle biologique. Les résultats sont généralement exprimés soit comme le risque qu'une population tombe à zéro (ou à une petite valeur arbitraire au niveau de laquelle la reconstitution est jugée improbable) dans un intervalle de temps spécifié, soit comme un échelonnement dans le temps à escompter avant que les projections indiquent que la population tombe à zéro ou seuil de non reconstitution. L'un ou l'autre ensemble de résultats peuvent être facilement interprétés dans le contexte du risque d'extinction de la population modélisée.

Les méthodes actuellement utilisées impliquent presque toujours un certain degré d'incertitude pour ce qui concerne de nombreux facteurs, notamment les processus d'évolution des populations et les valeurs des paramètres et le caractère aléatoire des futures conditions du milieu. Le degré d'incertitude de l'analyse de viabilité des populations est extrêmement variable à l'échelle individuelle et il n'y a pas de méthode particulière qui soit universellement recommandée ou même franchement préférée (Burgman *et col.* 1993, Groom et Pascal 1998). Mais ce sont souvent les choix effectués entre diverses manières de formuler les processus d'évolution des populations, par exemple la dépendance vis à vis de la densité des taux de croissance de la population ou la dépendance de la reproduction à faible abondance (souvent appelée « Effet Allee ») (Courchamp *et col.* 1999, Stephens et Sutherland 1999), ou les hypothèses retenues quant à l'importance des corrélations interannuelles des stress environnementaux (Gilpin 1990, Ferson et Burgman 1995) qui ont les effets les plus importants sur les résultats de l'analyse de viabilité des populations.

Ainsi que l'a bien expliqué Caughley (1994), l'AVP est intéressante en ceci qu'elle permet de projeter les destins possibles de populations qui sont suffisamment petites pour que leur stochasticité sur le plan environnemental ou démographique ou les deux puisse affecter leur probabilité de survie pendant un intervalle de temps allant de quelques décennies à des siècles. Une fois qu'une population est devenue "petite", les nombreux progrès accomplis dans la théorie de la génétique quantitative des populations apportent une aide considérable pour l'estimation du risque d'extinction imputable à des facteurs démographiques tels que la dépression résultant de l'hybridation, les déséquilibres aléatoires dans les rapports de masculinité, etc. La théorie se révèle moins utile pour étudier la vulnérabilité à des catastrophes environnementales car elle ne peut guère se substituer aux connaissances effectives sur la manière dont varient des environnements particuliers (Tuljapurkar 1990, Caughley 1994). De même, le degré auquel le potentiel de reproduction diminue lorsque la population est petite et ce que désigne le terme « petite » pour des types d'espèces particuliers conditionnent à un degré considérable l'estimation de la viabilité des populations; pourtant, les paramètres de dépendance du stock – corrélation avec le recrutement (à savoir degré auquel – s'il en est ainsi – la reproduction par individu diminue lorsque l'abondance est très faible) figurent généralement parmi les paramètres les plus difficiles à estimer pour la majorité des espèces (Burgman *et col.* 1993) et, même lorsque les données disponibles permettent de le faire, le degré d'incertitude est particulièrement élevé (Liermann et Hilborn 1997).

Les poissons et les invertébrés aquatiques présentent aussi des taux de fécondité maximums plus élevés ainsi qu'une plus grande diversité des stratégies de dispersion des produits de la reproduction que les vertébrés terrestres. Il s'ensuit que les incidences d'une fragmentation de la population et son potentiel de reconstitution lorsqu'elle est appauvrie sont beaucoup plus variables parmi les organismes aquatiques. Ces considérations signifient également que des critères suffisamment solides pour être applicables à tous les vertébrés terrestres risquent de ne pas permettre des évaluations convenables pour toutes les espèces aquatiques. Leur plus grande fécondité et leur plus grand potentiel de dispersion tendraient à rendre les espèces aquatiques mieux capables de se régénérer et à se traduire en conséquence par un moindre risque d'extinction, mais si les densités de géniteurs ou de recrues sont faibles, la dépendance à la reproduction (« Effet Allee » susmentionné) pourrait faire courir un risque plus élevé aux espèces aquatiques. (Nous faisons observer que les plantes ont, de même que les organismes aquatiques, des cycles biologiques et des potentiels de reproduction très variés en comparaison avec les vertébrés terrestres, et il est probable que l'utilisation d'un unique ensemble de critères pour évaluer le risque d'extinction de toutes les espèces végétales, ne permette pas d'obtenir des évaluations également valables pour chacune de ces espèces).

L'exploitation des poissons et des invertébrés aquatiques présente aussi beaucoup de différences avec celle des vertébrés terrestres. Les pêcheries peuvent être hautement mécanisées et un filet peut ramener en une seule fois des agrégats très denses de poissons. Les captures comprenant des mélanges d'espèces peuvent aussi entretenir des taux de mortalité par pêche (sous forme de captures accessoires) d'espèces devenues assez rares, même si elles n'ont pas beaucoup ou pas du tout de valeur commerciale. En revanche, les vertébrés terrestres tendent à être capturés individuellement ou en nombre beaucoup moindre par coup de fusil ou par piège, mais ils peuvent aussi être beaucoup plus faciles à repérer, même lorsqu'ils sont devenus très rares.

L'examen de la documentation existante sur les extinctions et sur les espèces actuellement jugées en danger indique que les menaces pesant sur les habitats sont celles qui sont les plus graves aussi bien pour les organismes terrestres que pour les organismes aquatiques. La corrélation entre risque d'extinction et détérioration des habitats est surtout notable pour les espèces aquatiques vivant dans les eaux douces et les zones côtières, et les mers fermées. A part quelques espèces de mammifères marins et d'oiseaux de mer qui ont été extrêmement vulnérables à des opérations de capture non contrôlées, pratiquement toutes les extinctions ou les extirpations d'organismes aquatiques sur une grande échelle ont été associées à des altérations notables ou à une grave dégradation de leur habitat.

3. LA CITES DANS LE CONTEXTE DES SYSTÈMES DE CONSERVATION EN MILIEU MARIN

3.1 Dispositifs institutionnels en vue de promouvoir la conservation en milieu marin

Étant donné que la CITES vise à faciliter la conservation d'espèces qui sont menacées d'extinction, elle est un instrument de conservation à utiliser en dernier ressort. De ce fait, pour évaluer les implications d'une révision des critères CITES pour les organismes aquatiques en général et pour les pêcheries marines en particulier, il est essentiel d'examiner pour commencer tous les mécanismes disponibles pour faciliter la conservation de l'environnement marin et de ses ressources biologiques. Le fondement de ces critères est la législation nationale que les pays mettent en application pour conserver convenablement les

ressources de leurs propres eaux intérieures, de leurs eaux territoriales et de leurs zones économiques exclusives (ZEE). Toutefois, de nombreuses ressources marines et diadromes, ainsi quelques ressources d'eau douce, ont des aires de répartition qui s'étendent dans les eaux d'un certain nombre de pays, et certaines ressources habitent en partie ou en totalité des eaux internationales. Leur exploitation est donc partagée. En outre, les eaux des mers et de quelques eaux intérieures sont partagées et les problèmes résultant de la contamination, de la pollution, de l'eutrophisation, de l'introduction d'espèces etc., sont souvent des problèmes communs. Par suite, outre les législations nationales, il y a de nombreux organismes et dispositifs internationaux qui ont pour but la conservation des ressources marines et autres ressources aquatiques. Certains d'entre eux ont force exécutoire pour les pays, tandis que d'autres sont seulement des accords de principe et sont tributaires de la volonté et de la capacité des gouvernements de les mettre en vigueur.

Pour les pêcheries marines, l'action internationale est basée sur la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer (UNCLOS, Nations Unies (1983)). En outre, il existe une large gamme de conventions, accords et arrangements internationaux plus spécifiques pour la conservation dans les eaux marines (voir Annexe 2, FAO 1996a). Tous les instruments internationaux intéressant les pêches (y compris l'Agenda 21 de la CNUED), reconnaissent le rôle important à jouer par les organisations régionales s'occupant d'aménagement dans la rationalisation des pêcheries, particulièrement en haute mer, pour les stocks chevauchants et les espèces hautement migratoires.

La majorité des nombreux organismes internationaux qui s'occupent de conservation et d'aménagement en milieu marin sont en place depuis plusieurs décennies. Parmi les organismes directement chargés de pêcheries, la Commission baleinière internationale (CBI) opère à l'échelle mondiale. La plupart des autres sont régionaux ou sous-régionaux, comme par exemple la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA), l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (NAFO), la Commission des thons de l'océan Indien (IOTC) et la Commission interaméricaine du thon tropical (CITT).

Plusieurs autres organisations ont un mandat en matière de gestion et de contrôle de la pollution dans l'environnement marin. On peut citer par exemple: la Commission d'Oslo et de Paris sur la pollution marine (Commission OSPAR), les conventions et accords régionaux élaborés au titre du Programme PNUE pour les mers régionales, et des organes sous-régionaux de la Commission océanographique intergouvernementale (COI) de l'Unesco

Durant la fin des années 80 et au début des années 90, il est devenu évident que la majorité des principales ressources halieutiques mondiales étaient pleinement exploitées, que beaucoup d'entre elles étaient pleinement exploitées et que quelques unes étaient en voie de disparition. Ce fait a été largement reconnu et il est devenu un aspect crucial de l'aménagement des pêcheries internationales. En 1991, le Comité des pêches de la FAO a invité à définir de nouveaux concepts en vue d'assurer une pêche responsable et durable. La Conférence internationale sur la pêche responsable tenue en 1992 a demandé à la FAO de préparer un code de conduite pour s'attaquer à ces questions.

La Conférence des Nations Unies sur le développement durable (CNUED) tenue en 1992 a donné un nouvel élan à la conservation des ressources et de l'environnement marin dans son Agenda 21, Chapitre 17 sur les océans (Nations Unies 1992), ainsi qu'en adoptant le principe de précaution. Ces questions ont fait l'objet d'un examen plus approfondi pour les

petits États insulaires émergents (SIDS) lors de la Conférence mondiale sur le développement durable des petits États insulaires en développement tenue à la Barbade en 1994.

Le Code de conduite FAO pour une pêche responsable (FAO 1995) a été élaboré sur une période de plusieurs années pour faire face aux préoccupations croissantes qu'inspirent à l'échelle mondiale les effets de la pêche sur les espèces biologiques aquatiques exploitées et sur leurs écosystèmes. Il prescrit des principes fondamentaux de conservation et des objectifs en matière d'utilisation durable des populations et écosystèmes exploités – il donne des lignes d'orientation pour permettre d'atteindre ces objectifs dans chacun des six domaines d'intérêt retenus, ainsi que pour l'application du principe de précaution (FAO 1996b).

Le Code de conduite est un instrument international qui n'a pas force obligatoire, quoique beaucoup de pays soient en train de l'incorporer dans leurs politiques et législations nationales. La Déclaration de Rome sur l'application du Code de conduite pour une pêche responsable, adoptée par la Réunion ministérielle FAO sur les pêches tenue en mars 1999, a reconnu l'importance du Code de conduite et a demandé à la FAO d'en encourager d'urgence la mise en application. Dans la Déclaration, les États se sont également engagés à collaborer avec d'autres pays ainsi qu'avec des organisations intergouvernementales et non gouvernementales pour la mise en œuvre du Code de conduite.

L'Accord des Nations Unies sur les stocks de poissons est un instrument mondial, ayant force obligatoire à l'échelle internationale, qui spécifie que les États qui participent à l'exploitation des ressources transfrontières doivent coopérer pour leur aménagement (Nations Unies 1995). Il détaille les modalités de l'application du Droit de la mer pour l'aménagement des stocks chevauchants et des grands migrateurs. Il spécifie que les États doivent collaborer pour l'aménagement dans le cadre des organismes existants, ou qu'ils doivent, s'il n'en existe pas, mettre de tels organismes en place.

La Commission du développement durable (CDD) des Nations Unies passe en revue et fait régulièrement rapport sur les progrès accomplis dans la mise en œuvre d'Agenda 21, Chapitre 17, du Programme d'action SIDS et des divers dispositifs de conservation des pêcheries et des eaux marines.

ENCADRÉ 2 : CONVENTION SUR LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE

L'Article Premier de la Convention décrit les objectifs de celle-ci comme « [...] la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses éléments et le partage juste et équitable des avantages [...] ».

D'autres articles concernent la nécessité de conserver les écosystèmes, de s'attaquer aux problèmes aux niveaux national et international, et de collaborer avec des institutions nationales et internationales, selon les besoins.

Pour ce qui concerne l'utilisation durable, la Convention prescrit que ces aspects doivent être pris en considération pour la prise des décisions à l'échelle nationale.

La perspective globale sur les pêcheries tracée ci-dessus ainsi que des instruments internationaux existants pour l'environnement, comme par exemple la Convention de 1992

sur la biodiversité (Encadré 2), élargit le mandat à définir pour les administrations nationales des pêches et pour les organismes existants et nouveaux chargés de l'aménagement et de la conservation des pêcheries. Pour opérer parallèlement à la gamme de dispositifs et accords internationaux visant la conservation de l'environnement, il faut que les organisations s'occupant de pêches insèrent ces concepts dans le système de planification et de contrôle de la gestion des pêcheries. C'est ce que de nombreux pays s'efforcent activement de faire dans le cadre de plans d'action en faveur de la biodiversité et de l'élaboration de dispositifs d'aménagement des écosystèmes (par exemple l'UK Biodiversity Action Plan, la EU Habitats Directive, et les US modifications adoptées en 1996, au Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act). C'est ce que l'on s'efforce également de faire à l'échelle internationale dans des cadres existants tels que le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) qui a créé des groupes de travail chargés d'étudier les effets des activités de pêche sur les écosystèmes marins et les approches adoptées pour l'aménagement au niveau des écosystèmes. Pour les mers entourant l'Antarctique, la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (CCAMLR) a été explicitement créée pour s'occuper de l'exploitation et de la conservation au niveau des écosystèmes (Encadré 3).

Bien que les mandats aient été clairement définis en vue d'assurer la durabilité des pêcheries et la conservation des ressources biologiques, nombreux sont les organismes chargés de l'aménagement qui n'ont pas réussi à assurer la conservation de toutes les ressources relevant de leur juridiction (Garcia et Newton 1997). Manifestement, la réaction aux échecs passés de systèmes d'aménagement qui n'ont pas permis de conserver convenablement les ressources exploitées, associée à une conscience accrue des effets de l'exploitation sur les écosystèmes, ont conduit à adopter des dispositifs plus perfectionnés et à créer de nouvelles institutions pour assurer une utilisation durable de ces écosystèmes. Le développement et le testage de cette nouvelle perspective soulèveront des problèmes qui exigeront des mesures de précaution.

ENCADRÉ 3 : CONVENTION ADOPTÉE PAR LA COMMISSION SUR LA CONSERVATION DE LA FAUNE ET DE LA FLORE MARINES DE L'ANTARCTIQUE (CCAMLR)

La CCAMLR a pour objectif la conservation des ressources marines vivantes de l'Antarctique, le terme « conservation » comprenant la notion d'utilisation rationnelle. Conformément à la notion de "conservation" définie dans la Convention :

- i) il ne sera pas permis que le volume de toute population exploitée descende en-deçà du niveau nécessaire au maintien de son accroissement maximum annuel net ;
- ii) les populations épuisées doivent être ramenées à de tels niveaux ;
- iii) les rapports écologiques entre les populations exploitées, dépendantes ou associées doivent être maintenues ; et
- iv) les risques de modifications de l'écosystème marin qui ne seraient pas potentiellement réversible en deux ou trois décennies doivent être minimisés.

Ces principes rigoureux énoncent ce que l'on a appelé l'approche par écosystèmes de la conservation des ressources biologiques et ils différencient la Convention d'autres régimes d'aménagement en milieu marin. La gestion de la pêche ne doit pas seulement avoir pour objet de conserver les espèces visées, mais aussi de prendre en considération l'incidence des opérations pêche sur des animaux prédateurs et des espèces concurrentes des espèces visées. Dans son

interprétation, la Convention stipule que les mesures d'aménagement devraient tenir compte de l'incidence des activités sur tous les organismes vivant dans l'Antarctique ou les sous-systèmes.

La Convention devait s'appliquer autant que possible à la convergence Atlantique, frontière océanographique se formant là où la circulation des eaux froides de l'Antarctique se heurte à celle des eaux plus chaudes se dirigeant vers le nord. La convergence est une véritable barrière biologique; et très peu d'espèces la traversent dans leurs migrations. Elle est donc une frontière naturelle à l'intérieur de laquelle il est possible d'aménager les ressources de l'Antarctique.

Il est devenu évident lorsque l'on a élaboré la CCAMLR, pour réglementer la gestion des ressources marines vivantes de l'Antarctique que, conformément à l' «approche par écosystème» définie à l'Article 2, il fallait surveiller les effets de la capture sur les espèces dépendantes. Les animaux désignés en premier lieu dans ce contexte par l'expression « espèces dépendantes » sont ceux qui sont des prédateurs de l'espèce récoltée (actuellement krill et poissons), par exemple des oiseaux et des phoques.

La CCAMLR a commencé à planifier son programme d'observation des écosystèmes (CEMP) avec les objectifs ci-après :

- i) repérer et consigner des modifications notables d'éléments critiques de l'écosystème, pour servir de base à la conservation des ressources biologiques marines de l'Antarctique ;
- ii) distinguer entre les changements imputables à la récolte d'espèces d'intérêt commercial et les changements imputables à la variabilité de l'environnement, aussi bien physique que biologique ;

L'élément principal du programme concerne le contrôle des espèces dépendantes (prédateurs) mais, pour distinguer entre les modifications dues à la capture et celles dues à la variabilité de l'environnement, le programme prévoit également la surveillance des espèces récoltées, des stratégies de capture et des paramètres environnementaux.

3.2 Objectifs et techniques d'aménagement des pêcheries et des écosystèmes

Les objectifs de l'aménagement des pêcheries sont le mieux définis en termes de réalisation d'un certain nombre de buts sociaux et économiques durables compte tenu des limitations imposées par la biologie de l'espèce exploitée. L'aménagement des écosystèmes élargit ces objectifs à l'entretien d'un écosystème salubre aux fins de l'utilisation par l'homme. Il inclut de la sorte l'entretien de la biodiversité et des fonctions environnementales.

ENCADRÉ 4: TYPES DE RÉGIMES D'AMÉNAGEMENT

Aménagement conventionnel des pêcheries: régime d'aménagement faisant appel à des mesures conventionnelles pour assurer l'exploitation durable de la ressource en réglementant les opérations de pêche par des contrôles des captures et de l'effort ainsi que par des restrictions applicables aux engins. Typiquement, il est axé sur un stock unique ou sur un nombre limité de stocks importants. S'il est efficace, il permet d'atteindre des buts sociaux et économiques durables dans les limites imposées par la biologie des espèces exploitées identifiées comme le plus importantes. Dans le présent rapport, le terme aménagement fonctionnel des pêcheries s'applique à un régime d'aménagement qui a effectivement permis d'atteindre les objectifs de durabilité recherchés.

Aménagement de précaution: conformément à l'approche de précaution, un tel régime d'aménagement tient compte de la précarité des ressources et du système de pêche pour minimiser la probabilité de résultats négatifs. Comme l'instabilité l'incertitude et le risque sont inhérents à l'aménagement des pêcheries quel que soit le stade d'exploitation, les pratiques liées à l'aménagement de précaution ne doivent pas être considérées applicables uniquement dans des conditions exceptionnelles, mais doivent faire partie intégrante des "bonnes pratiques d'aménagement" dans tous les modes de gestion des pêcheries et des écosystèmes recommandés dans le Code de conduite de la FAO pour une pêche responsable et les lignes directrices correspondantes. Néanmoins, le degré de précaution à observer devrait augmenter à mesure que les stocks diminuent.

Aménagement des écosystèmes: concept élargi de l'aménagement conventionnel des pêcheries qui inclut celui-ci et est axé sur l'entretien d'un écosystème sain en vue d'assurer l'exploitation durable d'une ressource. Ce type d'aménagement tient spécialement compte de la nécessité de conserver la biodiversité, d'aménager des espèces dépendantes et associées aussi bien que les espèces cible, et de conserver ou restaurer l'habitat; il prend également en considération les fluctuations et la dégradation naturelles de l'environnement. Dans le présent rapport, le terme aménagement fonctionnel des écosystèmes s'applique à un régime d'aménagement de l'écosystème qui s'est révélé efficace pour la réalisation des objectifs de durabilité.

Aménagement des pêcheries au-delà des points de référence limites: régime spécial d'aménagement, nécessitant des mesures d'aménagement extraordinaires lorsque la ressource est tombée en deçà de points de référence limites, en conséquence par exemple de mauvaises conditions environnementales ou d'une mortalité par pêche excessive, ou les deux. Si l'aménagement des pêcheries est efficace, semblables probabilités sont évaluées et peuvent être effectivement prévues. En tels cas, des mesures et systèmes d'aménagement appropriés d'un type extraordinaires conçus pour faire face à de telles éventualités sont mis en œuvre. Souvent, toutefois, de telles mesures sont appliquées trop tard lorsque la pêcherie a cessé d'être rentable ("extinction" économique).

Avec le passage du temps, la science halieutiques a réussi à mettre au point un certain nombre de points de référence biologiques et autres pour aider à atteindre les objectifs de l'aménagement. Ces points de référence ont été presque exclusivement établis pour des espèces isolées visées par des pêcheries commerciales. Dans la pratique, presque tous les

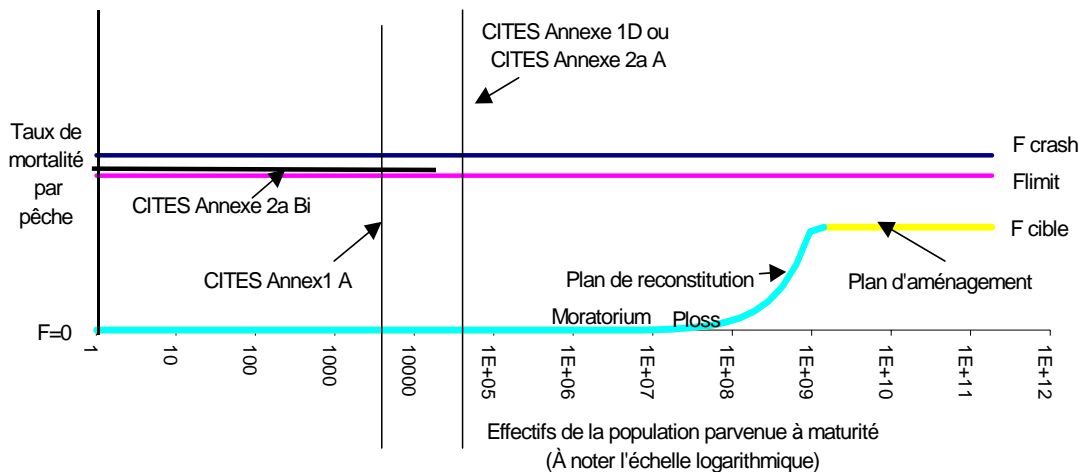
points de référence biologiques ont été définis comme des contraintes biologiques (ou points de référence limites –PRL) indiquant la limite au-delà de laquelle l'état du stock et/ou de la pêcherie est jugé indésirable. Exprimés habituellement en termes de biomasse de reproducteurs ou de nombre de recrues produites par géniteur, ils pourraient également être fixés pour de nombreuses autres propriétés (indicateurs) des stocks, telles que la composition par âge ou la production d'œufs. Comme on le verra dans la section qui suit, ils pourraient également être fixés pour des facteurs sociaux et économiques, tels que le revenu par unité de pêche ou les captures par unité de pêche. Des PRL peuvent également être établis dans l'optique de la pression d'exploitation par pêche, comme par exemple F_{\max} ou F_{PME} , à savoir comme des seuils indiquant la pression d'exploitation par pêche au-delà de laquelle la probabilité d'insuffisance du recrutement, par suite d'une réduction de la biomasse de géniteurs, augmente à un degré inacceptable. L'aménagement devrait avoir pour objet de maintenir le système de pêche dans les limites indiquées par ces points de référence. Les points de référence cibles (PRC) sont des valeurs indiquant l'état de la pêcherie qui est jugé désirable et l'aménagement devrait viser à maintenir en moyenne un stock au niveau correspondant. Les PRC correspondent à des objectifs et sont fixés pour des régions à productivité élevée et haute probabilité de durabilité: l'aménagement devrait s'efforcer de maintenir les populations à des niveaux voisins. Pour les PRL comme pour les PRC, l'estimation aussi bien des points de référence eux-mêmes que de l'état annuel correspondant des stocks devrait tenir pleinement compte de toutes les sources d'incertitude quant à l'état des stocks, aux performances des pêcheries et à la dynamique du système.

La notion de prise maximale équilibrée (PME) telle que défini dans la Convention de 1982 (voir précédemment) a conduit à adopter la PME comme point de référence important, officiellement adopté à l'échelle internationale. Calculé de manière conventionnelle et utilisé en tant que mesure de la production potentielle maximale d'un stock, il a été effectivement utilisé pendant plusieurs décennies (des années 50 aux années 80) comme point de référence cible explicite ou implicite pour le développement (l'objectif de développement étant d'atteindre cette production maximale). Après que l'on ait reconnu, au cours des années 70 et 80, les limitations de ce concept résultant de l'incertitude quant à la manière d'estimer effectivement la PME et le niveau d'effort correspondant, et l'instabilité relative de nombreuses ressources soumises à une pression d'exploitation correspondante, on a commencé à cesser de considérer la PME comme un point de référence cible et la tendance actuelle (telle qu'elle ressort de l'Accord de New York et du Code de conduite de la FAO) est de le considérer comme un point de référence limite pour le développement (c'est-à-dire un niveau qu'il faut éviter d'atteindre) et comme un indicateur-type minimal du volume de la biomasse dans les stratégies de reconstitution des stocks.

Des études plus complètes de la diversité des points de référence biologiques potentiellement utilisables et des problèmes liés à leur estimation et à la mise en œuvre de plans d'aménagement correspondants ont été effectuées par Mace (1994), Caddy et Mahon (1995) et le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM, 1998).

La figure 1 illustre des plans d'aménagement et de régénération de pêcheries sur un graphique fondé sur le taux de mortalité par pêche et la taille des populations. Elle montre également la région où les dispositions de la CITES pourraient être invoquées. A noter qu'un aménagement fonctionnel des pêcheries s'appliquerait au niveau des stocks alors que le mode d'aménagement prévu dans la CITES s'appliquerait au niveau des espèces. La figure montre aussi que l'application de réglementations au titre de la CITES doit s'accompagner de mesures appropriées d'aménagement des pêcheries et des écosystèmes si l'on veut en assurer le succès.

Étant donné qu'en général des réglementations au titre de la CITES seraient utilisées pour de très faibles populations de poissons parvenues à maturité, la population est indiquée à une échelle (ordre de grandeur) logarithmique. L'aménagement de précaution des pêcheries (FAO 1995, FAO 1996a) est approprié pour tout l'éventail de grandeur des populations, avec un degré accru de précaution lorsque la population est réduite. L'aménagement fonctionnel des pêcheries et, lorsqu'il y a lieu, l'aménagement des écosystèmes devrait aller de régimes de ce genre à des régimes d'aménagement au-delà de points de référence limites lorsque la population parvenue à maturité devient inférieure à P_{loss} (figure 1). L'aménagement dans des situations où les points de référence limites sont dépassés ferait appel à des mesures extraordinaires et il devrait prévoir un plan de restauration des ressources à des niveaux dépassant les PRL qui soit établi sur la base de données biologiques, et à ramener la pêche à des niveaux respectant les PRL fixés sur la base de performances sociales et économiques. Des mesures appropriées pour atteindre ce but pourraient inclure un contrôle exceptionnel de l'effort et des mesures de réduction de l'effort, y compris des moratoires, avec en plus, si nécessaire, la clôture de certaines zones et/ou la fermeture de la pêche à certaines saisons et, éventuellement, des mesures sociales et économiques en vue de réorienter l'effort de pêche et les investissements et, le cas échéant décourager la poursuite de l'exploitation tout en préservant les moyens d'existence de la communauté côtière. Toutefois, avant que ce niveau d'abondance relativement "faible" ne soit atteint, la manière commune d'interpréter l'aménagement de précaution indique que le taux de mortalité par pêche devrait être progressivement réduit à mesure qu'une ou plusieurs populations approchent de ce niveau. F_{crash} indique le taux de mortalité par pêche qui, s'il est infligé pendant une longue période, devrait entraîner un effondrement du stock. F_{limit} est le point de référence limite pour le taux de mortalité par pêche qui se situe au-dessous F_{crash} .



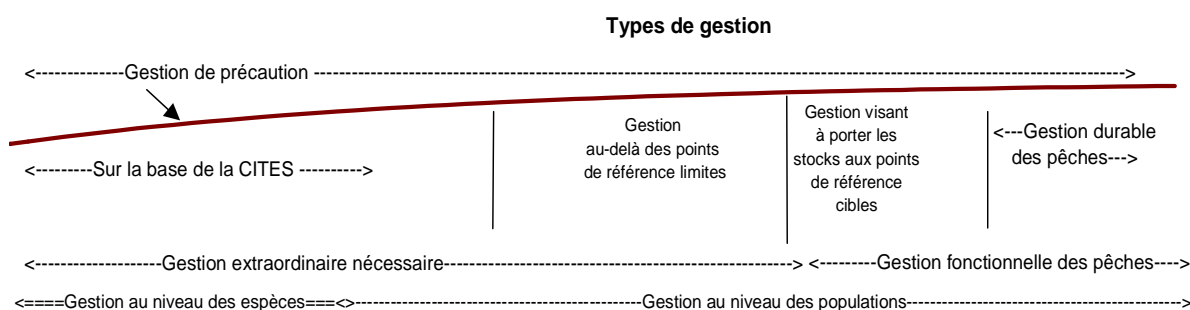


Figure 1. Illustration de diverses méthodes d'aménagement qui pourraient être appliquées à des espèces exploitées telles que la morue de l'Atlantique nord, à divers niveaux d'abondance, de biomasse et de taux de mortalité par pêche. Les chiffres effectifs pour les divers points de référence biologiques s'appliqueraient au niveau des stocks et varieraient d'un stock à l'autre. Ceux qui sont indiqués sur la présente figure le sont uniquement à titre d'exemple.

Comme l'implique le paragraphe 7.6.10 du Code de conduite FAO (FAO 1995), les plans d'aménagement des pêcheries devraient prévoir que les ressources et/ou le système halieutique se retrouveront occasionnellement au-delà des points de référence limites, en conséquence de facteurs naturels, erreurs ou inefficacités dans le système d'aménagement, ou les deux. Un plan d'aménagement efficace devrait donc prévoir aussi une série de mesures extraordinaires telles qu'indiquées plus haut, à mettre en œuvre dès que le stock tombe au-dessous des PRL ou que les projections indiquent qu'il le fera dans l'avenir immédiat. Ces mesures extraordinaires devraient être conçues en vue de réduire ou supprimer la mortalité par pêche en vue de permettre la reconstitution du stock à des niveaux désirables. Un tel exemple de dispositions à prendre pour un système ayant dépassé les points de référence limites spécifiés dans un plan d'aménagement est donné par la pêcherie de petits pélagiques d'Afrique du Sud (Cochrane *et coll.* 1998). Lorsqu'une capture totale autorisée (CTA) a été fixée pour l'anchois sud-africain, si le stock dépasse le point de référence limite, une CTA minimale est garantie mais, lorsque la biomasse d'anchois tombe au-dessous de ce PRL, le plan prévoit une réduction rapide de la CTA, sans minimum garanti, en fonction du degré de réduction de la biomasse par rapport au PRL. L'insertion de telles règles et mesures appropriées dans un plan d'aménagement devrait permettre de une crise ou au moins de minimiser la probabilité et l'ampleur d'une crise, le temps nécessaire pour y faire face, et l'ampleur de ses conséquences biologiques, sociales et économiques.

Les pêcheries visent typiquement des ressources qui sont propriété commune et, en l'absence d'aménagement, elles sont sujettes à une tendance innée à la surexploitation économique et souvent biologique. Leur aménagement a permis de mettre au point un certain nombre d'instruments pour combattre cette tendance. Des mesures fonctionnelles dans ce sens (applicables lorsque les objectifs sont généralement atteints) peuvent prévoir:

- des mesures directes de conservation visant à restreindre l'exploitation en imposant par exemple des limites aux captures et à l'effort de pêche (produit de la capacité de pêche et usage qui en est fait);
- des mesures techniques de conservation visant à modifier des systèmes d'exploitation de manière à éviter la capture à des stades trop jeunes ou vulnérables du cycle biologique, telles que des réglementation du maillage, des tailles minimales au débarquement, la

clôture de certaines zones, la fermeture de la pêche à certaines saisons et des restrictions applicables aux engins;

- des mesures économiques de conservation visant les responsables économiques de la surexploitation, tels que des taxes au prélèvement, des droits de propriété individuels (par exemple contingents individuels transférables) et l'éducation des consommateurs;
- des mesures sociales de conservation visant à mieux faire respecter des réglementations prenant la forme de droits d'usage traditionnels, aménagement collectif et éducation des pêcheurs.

L'aménagement des écosystèmes élargit les objectifs de l'aménagement des pêcheries à la santé du système tout entier, que ses diverses composantes soient ou non des objectifs de l'exploitation. Étant donné que les connaissances disponibles pour les espèces non visées sont moindres, avec par conséquent un plus grand degré d'incertitude, l'aménagement des écosystèmes insiste davantage sur une approche de précaution et un mode de gestion adaptable à l'évolution des conditions. Il considère les activités humaines comme inhérentes au fonctionnement de l'écosystème et souligne la nécessité d'une participation de tous les intéressés. Les aménagements fonctionnels des écosystèmes (à utiliser lorsque les objectifs correspondants sont généralement atteints) prévoit la mise en oeuvre des mesures utilisées pour l'aménagement des pêcheries, mais dans un contexte plus large et en vue d'une application plus rapide et plus rigoureuse:

- mesures directes de conservation visant à restreindre l'exploitation de façon totale ou sur une certaine aire géographique, telles que limitation de l'effort de pêche (produit de la capacité de pêche, et usage et zone) et limitation des captures d'espèces visées en fonction des captures d'espèces accessoires;
- mesures techniques de conservation visant à modifier des systèmes d'exploitation de manière à réduire la capture d'espèces vulnérables ou de stades vulnérables du cycle biologique de certaines espèces telles que zones d'interdiction de la pêche, parcs marins, restrictions applicables aux engins, adaptations des engins et des pratiques de pêche;
- mesures économiques de conservation visant les responsables économiques de la dégradation des écosystèmes, telles que taxes au prélèvement et éducation des consommateurs (pour influencer le marché par le choix des consommateurs);
- mesures sociales de conservation pour exercer une pression sociale en vue de résoudre des problèmes associés à l'environnement marin /par exemple droits d'usage traditionnels, co-aménagement, éducation des pêcheurs.

Les mesures ci-dessus sont appropriées lorsqu'il semble que les stocks de poissons et les écosystèmes sont dans un état raisonnable ou au moins ne risquent pas de s'effondrer et que la poursuite de l'exploitation se justifie, autrement dit lorsque le système est proche des PRC et bien en deçà des PRL. Elles devraient être renforcées par des mesures supplémentaires ou de remplacement lorsque le système dépasse ou approche rapidement les PRL (aménagement au-delà des points de référence limites). La plus rigoureuse (et la plus controversée) de ces mesures d'aménagement susceptibles d'être appliquées lorsque les PRL sont dépassés est celle consistant à adopter des moratoires, mais des instruments moins rigoureux peuvent se justifier si les points de référence limites ne sont pas dépassés de trop loin. La propagation artificielle peut être un palliatif à la reproduction réduite des stocks mais elle n'est pas, pour diverses raisons, une solution à la surexploitation.

Les espèces aquatiques peuvent être donc protégées par divers systèmes possibles d'aménagement. Ils exigent la volonté nationale d'adopter des lois et de les mettre en vigueur,

et la volonté des intéressés de les respecter. Toutefois, on peut raisonnablement escompter que ces deux exigences soient satisfaites dans des sociétés qui autorisent l'exploitation des ressources aquatiques vivantes, et ces dispositifs d'aménagement devraient constituer la première et la meilleure série d'instruments utilisés pour la conservation des espèces et des écosystèmes.

3.3 Espèces pour lesquelles l'inscription sur les listes de la CITES est une priorité

Lorsqu'on examine les critères d'inscription des espèces aquatiques exploitées sur les listes de la CITES, il importe de considérer le rôle prévu de la Convention et ses rapports avec d'autres instruments ou systèmes d'aménagement des pêcheries dont les fonctions se superposent avec les siennes. L'aménagement des pêcheries vise à conserver les ressources exploitées et à en retirer des avantages sociaux et économiques. Si un système d'aménagement fonctionne ainsi que prévu – on l'appelle ici aménagement fonctionnel des pêcheries – il tend à s'intéresser des espèces capturées à des fins commerciales (et ayant donc une valeur directe pour l'homme) ou à des fins de subsistance. Il a toutes chances d'avoir plus de succès avec des espèces qui résistent raisonnablement bien à l'exploitation (et peuvent maintenir leurs populations sous une pression assez forte d'exploitation par pêche), et lorsque ses règles sont suffisamment bien mises en oeuvre et bien observées. On peut en dire de même pour l'aménagement fonctionnel des écosystèmes quoique celui-ci vise en outre des espèces susceptibles d'être affectées ou détruites par les opérations de pêche, mais qui ne sont ni commercialisées ni consommées et sont donc sans valeur dans le commerce. Le terme "valeur" est utilisé ci-après pour désigner la valeur dans le commerce ou à des fins de subsistance. Des espèces peuvent par ailleurs n'avoir aucune valeur directe pour l'homme, mais avoir une valeur importante du point de vue de la biodiversité et du fonctionnement de l'écosystème. En outre, les mesures d'aménagement des écosystèmes peuvent quelquefois être plus faciles à appliquer et à faire observer (par exemple zones marines protégées, au moins dans les zones côtières), en particulier lorsqu'elles n'ont pas d'effet négatif important sur les opérations et la rentabilité.

A noter que le Code de conduite FAO (FAO 1995) stipule que l'aménagement responsable des pêcheries prévoit la conservation de l'écosystème. Par exemple, le paragraphe 6.6. du Code de conduite prescrit que "Des engins et pratiques de pêche sélectifs et respectueux de l'environnement devraient être mis au point et utilisés, dans la mesure du possible, pour préserver la biodiversité et conserver la structure des populations et les écosystèmes aquatiques...". D'autres références à une approche respectueuse de l'écosystème peuvent être trouvées, entre autres, aux paragraphes 6.8, 7.2.2, 7.2.3 et 7.6.9. Par conséquent, dans le contexte moderne, l'aménagement fonctionnel des pêcheries devrait toujours prévoir l'aménagement fonctionnel des écosystèmes. Il y aura cependant des situations où il y aura un aménagement fonctionnel des écosystèmes, mais sans que soient appliquées des mesures plus traditionnelles et axées sur les stocks prévues pour l'aménagement fonctionnel des pêcheries (voir figures 2 et 3).

Ces deux systèmes d'aménagement donnent aux organismes responsables la possibilité de contrôler les effets sur les espèces marines, en satisfaisant aux besoins de l'homme et des écosystèmes, lorsque les populations aquatiques (et le taux de mortalité qui leur est imposé) sont maintenues à des niveaux durables. Lorsque les populations sont réduites en deçà des limites biologiques, lorsque les taux de mortalité sont devenus excessifs, ou lorsque les bénéfices sociaux et économiques retirés de la pêche dépassent des limites raisonnables et durables, les modalités d'aménagement des sous-populations concernées d'une espèce (autrement dit des stocks) devrait se tourner vers l'aménagement au-delà des

points de référence limites. En pratique, de telles mesures plus rigoureuses deviennent plus fréquemment nécessaires lorsque les objectifs et limites conventionnels ("de prudence") de l'aménagement ont été systématiquement violés ou fixés de manière inappropriée, ce qui se produit généralement longtemps avant qu'une espèce soit en danger d'extinction au sens strict. L'application efficace et en temps voulu de mesures correctives (y compris la restauration de l'habitat et des stratégies de reconstitution des stocks) est essentielle si l'on veut restaurer les bénéfices potentiels du système et satisfaire les exigences en matière de conservation.

Des problèmes se posent lorsque des niveaux de rentabilité élevés (ou l'absence d'autres opportunités) incitent à violer systématiquement les règles de l'aménagement fonctionnel et de l'aménagement au-delà des points de référence limites pour des espèces qui sont biologiquement vulnérables (faible capacité de reconstitution) et dans des cas où les systèmes de pêche ne permettent pas d'assurer l'observation des réglementations. En tels cas, le simple aménagement de type conventionnel peut échouer et des mesures complémentaires, allant au-delà de la juridiction normale en matière de gestion des pêcheries, telles que le mécanisme prévu dans le CITES pour restreindre le commerce et donc réduire la valeur marchande, sont appropriées. Par suite, les espèces qui courent le plus grand danger d'extinction et pour lesquelles il faudrait peut-être examiner de plus près les critères d'inscription sur les listes de la CITES seraient celles:

- qui permettent des opérations particulièrement profitables (prix élevés et/ou faibles coûts);
- qui sont hautement vulnérables à l'exploitation en raison de leur cycle biologique; et
- pour lesquelles des règles d'aménagement normales sont inexistantes ou sont systématiquement enfreintes.

Le tableau 3 illustre quelques caractéristiques de ces différents régimes d'aménagement pour les espèces marines.

A titre indicatif, les catégories adoptées dans le présent tableau peuvent être réparties en trois principaux facteurs:

- **Vulnérabilité**: se rapporte à l'inaptitude (pour des raisons bio-écologiques) d'une espèce à supporter les niveaux d'exploitation auxquels elle peut être soumise; ce facteur pourrait être aussi appelé **risque bio-écologique**.
- **"violabilité"**:³ degré auquel des mesures conventionnelles d'aménagement peuvent être circonvenues; ce facteur pourrait aussi être appelé **risque d'infraction**;
- **valeur**: rentabilité de l'exploitation de l'espèce; ce facteur pourrait aussi être appelé **risque économique**.

Si les trois sources de risque sont inscrites sur une échelle allant de "faible" à "élevée", et si nous admettons que ces risques s'additionnent (ou se renforcent l'un l'autre), le risque global résultant de leur interaction peut être représenté théoriquement dans un espace tridimensionnel délimité par le risque bio-écologique, le risque d'infraction et le risque économique (figure 2). La figure illustre le fait que le risque composite global que court la ressource (et en dernier ressort la pêche) augmente de gauche à droite et de bas en haut du graphique.

³ Tiré de « violable » : qui peut être violé.

Tableau 3: Quelques caractéristiques des différents régimes d'aménagement des espèces marines

Régime d'aménagement	Capture	Population	Valeur	Réglementations	Niveaux viables de % de prélèvement (%)	Niveaux effectifs de prélèvement
Aménagement fonctionnel des pêcheries	Espèces cibles Espèces non visées et rejetées à la mer Élevées Directement ou indirectement réglementées	Stock visé viable et estimable	Régime en vigueur là où la valeur commerciale est modérée à élevée	Observées à un degré raisonnable	Habituellement assez élevés	Ne dépassant pas le niveau viable estimé
Aménagement fonctionnel des écosystèmes	Élevées Réglementées	Stock multispécifique viable Biodiversité conservée	Aménagement axé sur la valeur écologique plutôt que sur la valeur commerciale	Observées à un degré raisonnable	Variables, rapportés à l'environnement et à la productivité	Ne dépassant pas le niveau viable estimé
Aménagement au-delà des points de référence limites	Faibles à zéro Faibles à zéro	Réduite au-delà des points de référence limites	Aménagement sur les stocks appauvris et menacés. La valeur commerciale peut encore être élevée	Plus strictes et plus rigoureuses (par exemple moratoires)	Faibles ou nuls (priorité donnée à la reconstitution des stocks)	Faibles ou nuls (application plus stricte)
Mesures concernant le commerce international (CITES)	Dépendent dans l'un et l'autre cas de la demande locale car il n'y a pas de commerce international	Danger croissant et réel d'extinction de l'espèce	Régime d'aménagement opérant là où la valeur commerciale résiduelle reste potentiellement élevée	Seul le commerce international est réglementé	Nuls ou très faibles. Toutefois, ne sont pas directement réglementées par la CITES	Dépendent de la demande, en raison de l'absence de commerce international. Risque de prélèvements et de commerce illégitimes

Théoriquement, toutes les espèces exploitées peuvent être positionnées le long de l'axe "vulnérabilité", en fonction de la dynamique des populations et des caractéristiques du cycle biologique. Leur dépendance à l'égard d'habitats critiques influencera aussi le degré de vulnérabilité. Par exemple, les petites espèces pélagiques se retrouveront à l'extrémité inférieure de la catégorie vulnérabilité, tandis que, par exemple, les baleines, les esturgeons, les coraux précieux ou les langoustes se situeront vers l'extrémité supérieure. À noter que la place "intrinsèque" de l'espèce sur l'axe "vulnérabilité" se déplace généralement vers un point correspondant à une vulnérabilité plus élevée à mesure que les taux d'exploitation augmentent, en particulier à mesure que les ressources diminuent et tombent au-dessous de leurs limites biologiquement acceptables en termes d'effectif des classes d'âge survivantes, d'aire de répartition ou simplement de réduction de l'abondance. On voit donc que la vulnérabilité est une propriété dynamique et non une caractéristique statique. Lorsqu'une espèce ou une population est considérée dans le contexte d'une ou plusieurs pêcheries, et donc dans un contexte spécifique sur le plan socio-économique et celui de l'aménagement, le complexe espèces-pêcherie occupera une position spécifique dans l'espace de risque tridimensionnel représenté à la figure 2. Les espèces peu vulnérables ne se retrouvent pas à l'angle supérieur droit du diagramme correspondant au risque le plus élevé, tandis que les espèces hautement vulnérables et de grande valeur courant un risque plus élevé d'être déplacées vers cette zone par suite de l'exploitation. Il est clair que le degré de risque le plus

élevé pour les ressources (et, dans les cas extrêmes, le risque d'extinction) ainsi que la zone de plus grande efficacité potentielle des mesures intéressant le commerce international correspondent à la zone où les trois facteurs atteignent leur niveau le plus élevé.

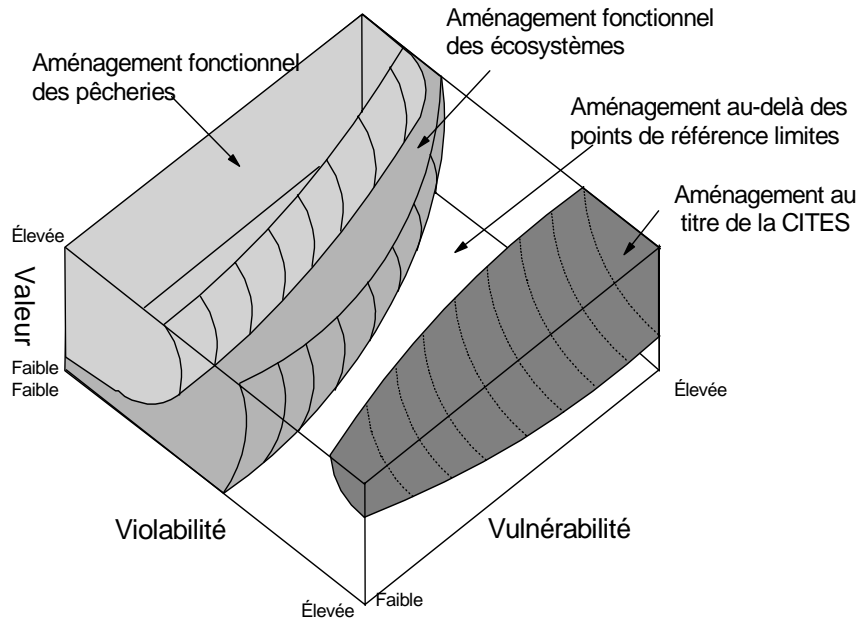


Figure 2. Aire théorique d'un aménagement effectif à titre fonctionnel, au niveau des écosystèmes et en cas de crise, et restrictions internationales applicables au commerce sur la base du risque couru par la ressource, le risque total étant représenté par la somme de la vulnérabilité, de la valeur et de la violabilité. La figure s'applique aux ressources exploitées.

La figure 3 vise à faciliter l'interprétation de la figure 2. Elle montre clairement que, si l'aménagement fonctionnel des pêcheries fait partie intégrante d'un aménagement fonctionnel des écosystèmes, il peut perdre son intérêt et son efficacité lorsque la ressource est de faible valeur (lorsque l'incitation économique est faible ou nulle). Il ressort également des figures que, à mesure que la valeur commerciale augmente, l'efficacité de l'aménagement aussi bien des pêcheries et des écosystèmes augmente, car l'espèce suscite davantage d'intérêt et les revenus tirés de son aménagement effectif augmentent parallèlement. Toutefois, lorsque la valeur commerciale devient très élevée, l'incitation à enfreindre les réglementations augmente, dont une réduction de leur efficacité. Cette dernière caractéristique reflète clairement une corrélation entre valeur et violabilité. Les figures montrent également que lorsque les deux types d'aménagement échouent, et que la population et la pêcherie tombent en deçà des points de référence définis, l'espèce est déplacée vers une zone de la figure exigeant des mesures plus rigoureuses, à savoir celle correspondant à l'aménagement au-delà des points de référence limites. Enfin, on voit que, à titre de mesures exceptionnelles dictées par des conditions exceptionnelles, les mesures applicables au commerce sont une forme extrême d'aménagement ayant un rôle important à jouer lorsque le risque composite est le plus élevé.

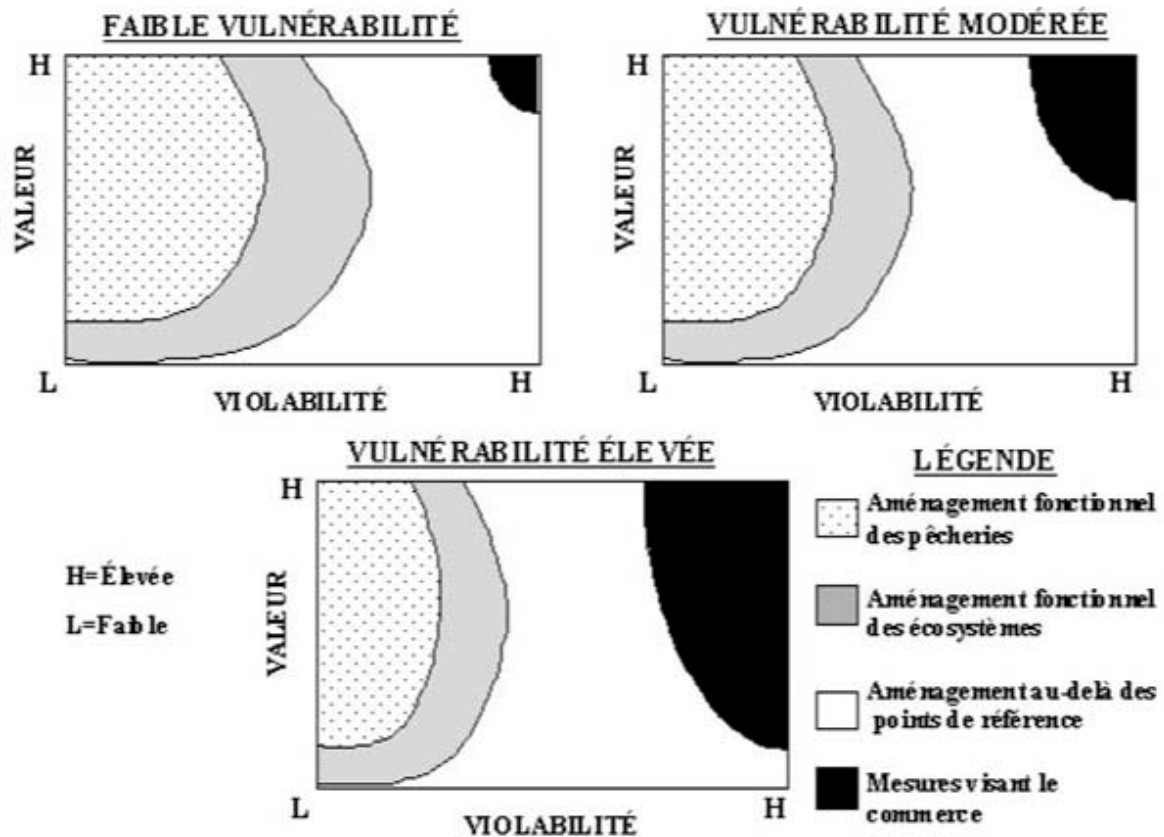


Figure 3. Sections bi-dimensionnelles de part et d’autre de l’axe “vulnérabilité” du risque spatial tridimensionnel représenté à la figure 2, indiquant les rôles relatifs de l’aménagement fonctionnel des pêcheries et des écosystèmes, de l’aménagement au-delà des points de référence limites et le rôle des mesures commerciales, en fonction du risque total couru par une espèce ou une population.

Ainsi que l’indiquent les figures 2 et 3, l’aménagement fonctionnel des pêcheries et celui des écosystèmes donnent les meilleurs résultats dans la zone où les espèces sont le moins vulnérables et où le degré d’observation des réglementations est bon. L’aménagement des pêcheries risque toutefois de ne pas être très efficace pour les espèces ayant une valeur commerciale très faible ou nulle (telles que les espèces rejetées à la mer ou les espèces benthiques) qui bénéficient davantage d’un aménagement de l’écosystème au titre de l’enveloppe conservation de la biodiversité et conservation de l’environnement. Des mesures applicables à l’écosystème (par exemple zones marines protégées) pourraient également se révéler plus efficaces pour assurer la protection d’espèces lorsque les mesures de type conventionnel (par exemple réglementations du maillage) ne sont pas bien observées. L’aménagement au-delà des points de référence limites, qui suppose des mesures exceptionnelles et plus strictement mises en application, s’impose lorsqu’une espèce s’est déplacée vers ou se trouve entraînée dans une zone de risque plus élevé par un mode d’aménagement erroné (aménagement conventionnel ou aménagement des écosystèmes non fonctionnels) ou par des facteurs environnements ou une combinaison des deux. Son efficacité est toutefois susceptible de diminuer à mesure que les incitations à enfreindre les réglementations augmentent avec la valeur de l’espèce (d’autant plus élevée que l’espèce devient plus rare). Les populations pour lesquelles les trois facteurs atteignent des niveaux élevés (naturellement ou en raison de la pression d’exploitation par pêche) et qui présentent un risque notable d’extinction nécessiteraient des incitations supplémentaires, telles que des restrictions du commerce international, pour assurer une meilleure observation des réglementations.

La description ci-dessus signifie que des populations ou des stocks ne seront classés comme courant un risque suffisamment élevé de vulnérabilité, de violabilité ou de perte de valeur marchande pour justifier des mesures de commerce internationales que si l'aménagement des pêcheries ou des écosystèmes a échoué dans leur cas. Ce scénario est jugé applicable à la grande majorité des populations et des stocks de ressources aquatiques vivantes. Toutefois, on reconnaît également que, certaines conditions exceptionnelles, associées à un haut degré de vulnérabilité et à une valeur commerciale très élevée et à la possibilité d'infractions peuvent signifier que, même dans son état primitif, une population peut exiger des mesures commerciales pour assurer sa protection. Semblables cas sont très rares, mais on peut citer par exemple les coraux rouges qui ont une valeur marchande très élevée, de très faibles niveaux de reproduction et ont généralement des habitats facilement accessibles.

En outre, il convient d'attirer l'attention sur les lacunes que présente souvent dans la pratique l'aménagement au-delà des points de référence limites. Il devrait ressortir clairement de la définition de cette zone et des arguments précités que, une fois qu'un complexe d'espèces intéressant la pêche entre dans cette zone, des mesures d'aménagement et règlements spécialement rigoureux devraient automatiquement être mis en vigueur, l'objectif premier étant la reconstitution des ressources à un niveau supérieur aux points de référence limites. Toutefois, beaucoup de pêcheries n'ont pas de PRL bien définis ou bien l'aménagement n'en tient pas compte lorsque le stock tombe à des niveaux inférieurs et continuer de justifier normalement des mesures d'aménagement, peut-être dans l'optique d'assurer des rendements qui permettront de maintenir les conditions actuelles plutôt que de faciliter la reconstitution de stocks épuisés.

Une autre attitude commune à l'égard des stocks qui s'amenuisent depuis un certain nombre d'années consiste à considérer le nouvel état d'appauvrissement comme le niveau normal ou le niveau visé, et à s'adapter progressivement au faible niveau de production de poisson et tenter d'en tirer le plus grand parti possible. Ces ajustements dans l'optique des recettes à tirer d'un stock perpétuent le problème de la surexploitation et ils ne permettent pas une contribution suffisante de la production à la croissance de la population pour favoriser la reconstitution. Le danger en tels cas est bien sûr que le risque soit beaucoup plus élevé que lorsque l'on se maintient à l'intérieur des points de référence limites. De ce point de vue, il peut suffire de quelques années de recrutement médiocre, ou d'un certain nombre d'erreurs d'évaluation relativement mineures, pour que le stock soit appauvri encore davantage et que le risque d'extinction devienne réellement préoccupant. A cet égard, il vaut la peine de rappeler que le Code de conduite spécifie que : « les États, les organisations et arrangements des pêcheries devraient prendre... des mesures en faveur des ressources épuisées et de celles qui sont menacées de l'être, pour faciliter leur rétablissement durable » (paragraphe 7.6.10).

Il y a donc un danger que la zone d'aménagement au-delà des points de référence limites puisse devenir une zone normale d'opération avec un risque correspondant élevé pour les ressources. Dans ces conditions, on peut être tenté d'élargir la zone de réglementation en appliquant des mesures commerciales englobant ces pêcheries. En dernier recours et si le commerce international présente de l'intérêt pour la pêche, cela peut se justifier. Toutefois, étant donné les limitations que présentent les restrictions du commerce dans l'optique d'une utilisation durable, une manière d'opérer beaucoup plus efficace serait d'inciter les organisations chargées de l'aménagement des pêcheries à adhérer au Code de conduite et à

prendre les dispositions nécessaires, ainsi que prévu dans l'aménagement au-delà des points de référence limites, pour encourager la reconstitution des stocks épuisés.

Il devrait ressortir clairement de ce raisonnement que les restrictions applicables au commerce international (à savoir grâce à l'inscription sur les listes de la CITES) serait le plus utiles là où les trois V (et les risques résultants) sont élevés et où le stock considéré est tombé à un niveau très inférieur à celui jugé sans danger et court une haute probabilité d'extinction. En général, on a effectivement montré que de nombreuses combinaisons d'espèces – pêcheries présentant toutes ces caractéristiques sont hautement vulnérables à la surexploitation et devraient donc être considérées en priorité pour l'évaluation en vue d'une inscription sur les listes de la CITES. De manière correspondante, étant donné le degré d'incertitude inhérent aux systèmes marins ouverts, dans les cas où l'on sait que les trois V sont élevés, les lignes d'orientation relatives aux critères à observer pour établir si le risque d'extinction est proche (voir section 4) devraient être interprétées de manière assez lâche (approche de précaution). Inversement, dans le cas des espèces menacées qui ont peu de valeur marchande, l'inscription sur les listes de la CITES, même si elle pourrait représenter une certaine incitation morale supplémentaire à assurer leur conservation, a toutes chances d'avoir une efficacité limitée pour assurer une protection additionnelle et d'autres dispositifs extrêmes de conservation pourraient alors être nécessaires. Par exemple, une législation nationale en faveur des espèces menacées, appuyée par des incitations éducatives et économiques à leur préservation (encourageant par exemple la réduction des prélèvements) pourrait être une approche plus efficace.

4. ÉVALUATION DES CRITÈRES DE LA CITES DU POINT DE VUE DE LEUR APPLICABILITÉ AUX ESPÈCES MARINES EXPLOITÉES

4.1 Approche de l'évaluation

La CITES vise à protéger des espèces menacées d'extinction là où leur commerce contribue effectivement ou peut contribuer au risque, ou peu le perpétuer ou l'accroître. La CITES opère typiquement au niveau des espèces, tandis que l'aménagement des pêcheries opère typiquement au niveau des stocks individuels.

La documentation CITES (CITES, 1994) fournit des critères pour l'établissement de listes d'espèces et, par suite, pour la restriction de leurs échanges commerciaux. Une série de définitions et de mots-clés sont établis à l'appui de ces critères. Critères et définitions sont présentés séparément aux Annexes 1 et 5. Il est impossible d'évaluer la validité des critères pour les organismes marins sans examiner le mode de définition des mots-clés adoptés et on examine ici cet aspect des définitions parallèlement aux critères eux-mêmes. De fait, quelques nuances de la terminologie adoptée pour les définitions de l'Annexe 5 de la CITES revêtent suffisamment d'importance pour l'interprétation de l'objectif et de l'applicabilité des critères pour que l'on envisage d'incorporer directement dans les critères de l'Annexe 1 de la CITES des éléments des définitions figurant dans la présente Annexe 5. Cela permettrait de préciser l'objectif des critères et permettrait à leurs utilisateurs de se sentir plus sûrs de leur manière d'interpréter des cas particuliers. Ce dernier point est particulièrement important dans l'optique de la Section 3 concernant la distinction à faire entre l'inscription sur les listes dans un but concret ou simplement pour signaler de graves préoccupations.

Dans le passé, ces critères ont été appliqués le plus souvent à de grands mammifères, oiseaux et reptiles. Pour examiner comment ils pourraient être adaptés aux animaux

aquatiques exploités, il faut tout d'abord étudier comment ils seraient applicables sous leur forme actuelle et quels types de problèmes, le cas échéant, en résulteraient. L'identification des problèmes potentiels inciterait les utilisateurs à apporter aux critères les modifications nécessaires pour les adapter aux conditions spéciales de l'environnement aquatique. En particulier, des critères parfaits permettraient toujours de classer les espèces en danger d'extinction dans des catégories assurant la restriction de leur commerce. En outre, comme le commerce est une activité humaine importante, des critères parfaits éviteraient aussi de classer des espèces qui ne sont pas menacées d'extinction dans des catégories spécifiant des restrictions inutiles du commerce. Comme le monde est imparfait, les critères quels qu'ils soient feront toujours courir un certain risque de fausses alarmes (par exemple en faisant classer des espèces qui ne sont pas menacées d'extinction dans une catégorie exigeant des restrictions du commerce) et de lacunes et insuffisances (lorsque l'on manque de classer des espèces en danger dans des catégories justifiant une protection contre le commerce). Des critères de bonne qualité minimiseront les deux sources d'erreur et les critères sont évalués en tenant cet aspect présent à l'esprit.

Pour évaluer les erreurs qui peuvent être liées à l'application des critères il faut néanmoins garder présent à l'esprit que les conséquences des erreurs ne sont pas symétriques et que les coûts de l'erreur ne sont pas également partagés entre toutes les parties concernées. Les fausses alarmes sont par exemple la protection d'une espèce qui n'est pas véritablement en danger d'extinction mais, comme on l'a noté à la Section 3, elles peuvent encore être liées à un mauvais aménagement des pêcheries. Pour les partisans de la conservation, il ne s'agit pas forcément de quelque chose de négatif. Toutefois, la prévention inutile du commerce peut avoir de graves conséquences économiques pour les pêcheurs ou pour les États côtiers, en particulier là où les autres sources possibles de commerce peuvent être limitées ou là où le marché peut être perdu indéfiniment. Les dispositions relatives aux "espèces semblables" peuvent multiplier considérablement les conséquences négatives d'une fausse alarme, si les restrictions intéressant le commerce sont alors appliquées également à une espèce apparentée ou à des populations de la même espèce vivant ailleurs. Par ailleurs, le défaut d'interventions permettrait au commerce d'une espèce menacée de continuer, et le taux de mortalité associé ou de prélèvements de sujets vivants dans la population pourrait avoir pour effet de faire tomber la population à un niveau qui a cessé d'être viable. L'extinction résultante serait une perte aussi bien dans le contexte de la conservation de la biodiversité que du point de vue de la valeur économique future globale. Ce coût extrême du défaut d'interventions est spécifié à l'Annexe 4A de la CITES qui reconnaît, conformément au principe de précaution, que "les Parties agiront, en cas d'incertitude... dans le meilleur intérêt de l'espèce". L'évaluation ci-après des critères est conduite compte tenu de cette asymétrie importante des coûts et conséquences des manquements et des fausses alarmes.

4.2 Critères applicables au commerce

Les critères CITES applicables au commerce sont fondés sur plusieurs articles de la Convention CITES. L'Article I définit le commerce comme l'exportation, la réexportation, l'importation et l'introduction en provenance de la mer (Encadré 5). L'Article II indique dans quelle mesure le commerce devrait être pris en considération pour qu'une espèce soit inscrite sur les listes (Encadré 6).

ENCADRÉ 5: DÉFINITIONS TIRÉES DE L'ARTICLE I

Aux fins de la Convention CITES, et sauf si le présent contexte le requiert:

- a) On entend par "espèces" toute espèce, sous-espèce - ou une de leurs populations géographiquement isolée;
- b) On entend par "commerce" l'exportation, la réexportation, l'importation et l'introduction en provenance de la mer;
- c) On entend par "réexportation" l'exportation de tout spécimen précédemment importé;
- d) On entend par "introduction en provenance de la mer" le transport, dans un État, de spécimens d'espèces qui ont été pris dans l'environnement marin n'étant pas sous la juridiction d'un État.

ENCADRÉ 6: ARTICLE II DE LA CITES

Principes fondamentaux

1. L'Annexe I comprend toutes les espèces menacées d'extinction qui sont ou pourraient être affectées par le commerce. Le commerce des spécimens de ces espèces doit être soumis à une réglementation particulièrement stricte afin de ne pas mettre davantage leur survie en danger, et ne doit être autorisé que dans des conditions exceptionnelles.
2. L'Annexe II comprend:
 - a) toutes les espèces qui, bien que n'étant pas nécessairement menacées actuellement d'extinction, pourraient le devenir si le commerce des spécimens de ces espèces n'était pas soumis à une réglementation stricte ayant pour but d'éviter une exploitation incompatible avec leur survie; et
 - b) certaines espèces qui doivent faire l'objet d'une réglementation, afin de rendre efficace le contrôle du commerce des spécimens d'espèces inscrites à l'Annexe II en application de l'alinéa a).
3. L'Annexe III comprend toutes les espèces qu'une Partie déclare soumises, dans les limites de sa compétence, à une réglementation ayant pour but d'empêcher ou de restreindre leur exploitation, et nécessitant la coopération des autres Parties pour le contrôle du commerce.
4. Les Parties ne permettent le commerce des spécimens des espèces inscrites aux Annexes I, II et III qu'en conformité avec les dispositions de la présente Convention.

La Résolution de 1994 (Fort Lauderdale) précise la définition des espèces affectées par le commerce (Encadré 7).

**ENCADRÉ 7: NEUVIÈME SESSION DE LA CONFÉRENCE DES PARTIES A LA CITES
(Fort Lauderdale, CITES 1994)**

DÉCIDE que ce qui suit s'applique lors de l'examen des propositions d'amendement des Annexes I et II:

a) toute espèce qui est ou pourrait être affectée par le commerce devrait être inscrite à l'Annexe I si elle remplit au moins un des critères biologiques énumérés à l'Annexe I;

b) une espèce "est ou pourrait être affectée par le commerce" si:

i) elle est effectivement présente dans le commerce; ou

ii) elle fait probablement l'objet d'un commerce bien que les éléments concluants fassent défaut; ou

iii) il existe une demande internationale potentielle de spécimens de l'espèce; ou

iv) elle ferait probablement l'objet d'un commerce si elle n'était pas soumise aux contrôles découlant de l'inscription à l'Annexe I.

La Résolution de 1994 précise également la notion d'espèces qui ressemblent à l'espèce devant être supprimée. Une évaluation préliminaire des dispositions correspondantes est donnée à l'alinéa 4.6 ci-dessous. Toutefois, il importe d'examiner la manière dont l'expression "entrant dans le commerce" est interprétée ou pourrait l'être. A la Section 2., on note que les deux types principaux d'espèces marines dont l'exploitation risque de contribuer à un degré important au risque d'extinction sont:

- les espèces cibles de haute valeur commerciale qui sont directement recherchée par les entreprises de pêche, et;
- les espèces associées qui sont vulnérables parce qu'elles sont capturées à titre accessoire ou souffrent d'une mortalité accidentelle du fait de l'exploitation d'autres espèces visées.

Les espèces entrant dans le premier groupe doivent de toute évidence être inscrites aux Annexes I ou II de la CITES. De même, les espèces entrant dans le second groupe sont clairement couvertes par les critères d'inscription aux listes de la CITES si, lorsqu'elles sont capturées par hasard, elles sont commercialisées. Toutefois, le commerce qui met surtout en danger le second type d'espèces est la capture et la commercialisation consécutives de l'espèce visée par la pêche pour laquelle l'espèce en danger constitue une partie mineure ou négligée des captures accessoires.

On débat déjà dans certains centres la question de savoir si le commerce de telles espèces visées devrait être pris en considération dans une liste d'espèces justifiant des restrictions des échanges afin d'assurer un degré de protection important aux espèces menacées qui sont capturées à titre accessoire. Un examen détaillé de la question permettrait de conclure que les ramifications d'une telle approche de l'inscription à la liste pourraient aller assez loin pour rendre inopérable la réglementation du commerce à des fins de conservation. Une telle interprétation des critères d'inscription aurait également des conséquences notables aussi bien pour les animaux terrestres que pour les animaux marins. On conclut par conséquent que la pratique consistant à limiter l'inscription aux espèces menacées d'extinction

et, là où nécessaire, aux espèces "semblables", ne devrait pas être élargie aux espèces cibles non menacées d'extinction dont l'exploitation met en danger d'autres espèces. Des instruments autres que des restrictions du commerce international devraient être utilisés pour s'attaquer aux problèmes de ce genre.

4.3 Examen du Critère A

4.3.1 Définition du Critère

Le Critère A ci-après doit être rempli pour l'inscription d'une espèce à la liste des espèces menacées d'extinction:

A. la population sauvage est petite, et présente au moins l'une des caractéristiques suivantes:

i) un déclin observé, déduit ou prévu du nombre d'individus ou de la superficie et de la qualité de l'habitat; ou

ii) le caractère très restreint de chaque sous-population; ou

iii) une majorité d'individus, au cours d'une ou de plusieurs phases biologiques, concentrée au sein d'une sous-population; ou

iv) des fluctuations importantes à court terme du nombre d'individus; ou

v) une grande vulnérabilité due à la biologie ou au comportement (notamment migratoire) de l'espèce.

4.3.2 Points ressortant des définitions

Dans tous les critères CITES, on entend par population l'effectif total de l'espèce et par sous-population ce qui serait habituellement considéré comme un stock en termes d'aménagement des pêcheries.

Un aspect important à noter est que le sous-critère "petite" population signifie une population biologiquement "petite" d'espèces de poissons et d'invertébrés aquatiques, et "très petite" de chaque population. Les chiffres de respectivement 5 000 et 500 individus sont suggérés dans les lignes directrices et définitions de la CITES (à noter qu'il s'agit de chiffres indicatifs et non pas de seuils).

4.3.3 Évaluation du Critère

La documentation publiée sur la question des niveaux de population à maintenir si l'on veut éviter le risque d'extinction d'une espèce à brève échéance est considérable. Ces informations sont exposées de manière particulièrement claire dans Caughley (1994). Le concept de population minimale viable (PMV) a été mis au point sur la base de trois processus principaux susceptibles de conduire à l'extinction de petites populations, à savoir:

- la stochasticité démographique (par exemple par suite de fluctuations aléatoires d'une petite sous-population produisant seulement des mâles et disparaissant progressivement de ce fait);

- la stochasticité environnementale (à savoir des taux de survie variant avec les modifications de l'environnement);
- des considérations génétiques (par exemple hybridation).

Si les chiffres de 5 000 et 500 sont clairement très petits par rapport à la majorité des normes en matière d'aménagement des pêcheries, il n'en sont pas moins basés sur des résultats généraux de la documentation publiée sur la biologie de la conservation. Il faut donc les accepter comme généralement appropriés pour les espèces marines, en spécifiant qu'ils sont assez grands pour indiquer une probabilité d'extinction suffisamment faible en raison de la stochasticité démographique et environnementale. Il y a cependant des caractéristiques des systèmes marins qui doivent être examinées de manière plus approfondie pour l'évaluation de cas particuliers pour ce qui concerne l'application des lignes directrices de la CITES quant aux effectifs d'individus. Il faut en particulier prendre en considération la diversité des stratégies caractéristiques des cycles biologiques des espèces marines (Section 2) et les difficultés que soulève l'échantillonnage des poissons et des invertébrés aquatiques en comparaison avec celui des populations de vertébrés terrestres. Plusieurs aspects spécifiques devront habituellement pris en considérations lorsque l'on applique le Critère A aux poissons et invertébrés aquatiques.

En premier lieu, les nombres doivent être considérés comme applicables à des organismes parvenus à maturité ayant une possibilité raisonnable de se reproduire. Les préoccupations qu'inspire la stochasticité démographique peuvent exiger des populations minimales plus nombreuses si l'espèce a des systèmes de reproduction extrêmement spécialisés. Chez certaines espèces de lekking, un très petit nombre d'individus d'un sexe donné parvenus à maturité ont la possibilité de se reproduire (morse). Pour les espèces qui changent de sexe avec l'âge, un sexe peut être beaucoup plus rare que l'autre (certaines crevettes, poissons de récif). L'une et l'autre situation sont susceptibles de conduire à des goulets d'étranglement génétiques lorsque l'effectif total des individus parvenus à maturité va de quelques centaines à quelques milliers (Burgman *et col.* 1993).

En second lieu, les difficultés liées à l'estimation de l'effectif des populations d'organismes marins signifient que l'on ne peut admettre que les estimations des effectifs de poissons soient d'une précision égale à celle des effectifs d'oiseaux ou de mammifères. Aux plus faibles niveaux indiqués par les lignes directrices, de nombreuses espèces marines deviendraient presque impossibles à dénombrer et les estimations de leurs effectifs comporteraient de très larges limites d'erreurs. Comme exemple des difficultés liées à l'échantillonnage, on peut mentionner qu'une espèce de poisson disparaîtra essentiellement des prospections typiquement effectuées aux fins de la pêche alors que son abondance sera encore très supérieure à tout seuil raisonnablement considéré comme "faible". De ce fait, si l'on veut admettre que le risque d'extinction dû à des facteurs stochastiques est acceptablement raisonnable, les chiffres donnés pour l'inscription à la liste, à savoir <5 000 pour la population et <500 pour les sous-populations, doivent plutôt être considérés comme des limites inférieures d'intervalles de sécurité ou des indicateurs de probabilité, plutôt que comme une estimation moyenne de l'effectif de la population.

En troisième lieu, les populations vivant en haute mer peuvent être largement étendues. Par suite, les effectifs correspondants indiquent la possibilité de dilution d'une population ayant une vaste aire de répartition à des densités très faibles au-delà de cette zone de répartition. Pour certaines espèces, des chiffres très supérieurs à toutes valeurs données dans les lignes directrices comme "petite" concerneront des densités si faibles qu'un

accouplement productif sera peu probable. Il en serait particulièrement ainsi pour des espèces sédentaires telles que l'ormeau.

En quatrième lieu, l'interprétation du deuxième alinéa du critère Aii) soulève des problèmes particuliers. Il faut examiner soigneusement ce que l'on entend par "chacun" plutôt que "tous" (de même pour le critère B). Quoique 5 000 individus puissent fournir une marge suffisamment confortable pour l'espèce, des sous-populations de 500 individus semblent trop petites pour toutes les créatures marines, exception faite des espèces de plus grande taille. Il y a plusieurs raisons à ce problème. Les comportements sociaux des oiseaux et des mammifères signifient que les individus peuvent tirer avantage d'une probabilité réduite de mortalité lorsque les groupes comptent jusqu'à 500 individus. Ce chiffre n'a pas autant de chances de se vérifier pour les poissons et les invertébrés. L'exploitation (et par suite le commerce, raison pour laquelle la CITES n'est jamais impliquée) des oiseaux et des mammifères a toutes chances d'intéresser des individus; des espèces marines peuvent être exploitées par grappes (bancs, agrégations de géniteurs, etc.). De ce fait, les groupes et par conséquent les sous-populations peuvent avoir tendance à être plus grands que dans le cas d'animaux terrestres que, si l'on veut avoir une probabilité égale qu'une proportion donnée d'entre eux survive à une opération d'exploitation. En outre, la mortalité causée par l'environnement a plus de chances de présenter des corrélations entre les sous-populations d'espèces marines qu'entre celles d'espèces terrestres (Dixon *et col.* 1998, Francis *et col.* 1998). L'analyse de la viabilité des populations (AVP) montre que, à mesure que le degré de corrélation entre les phénomènes stochastiques environnementaux augmente dans les métapopulations, le risque d'extinction augmente également. Par suite, pour maintenir tout risque d'extinction à des niveaux acceptablement faibles, il est suggéré que le minimum applicable pour l'effectif des sous-populations doit être relevé pour les espèces marines. Le chiffre indicatif de 2000 serait peut être approprié, mais il résulte d'un jugement professionnel et non d'une analyse officielle.

On voit donc que la préoccupation principale qu'inspire le Critère A de la CITES, tel qu'il est rédigé, est que, dans certains cas, il peut autoriser des manquements dangereux. Si les lignes directrices sont appliquées de manière suffisamment rigide pour fixer un minimum trop élevé d'individus pour des espèces ayant des cycles biologiques hautement vulnérables, elles peuvent faire échapper à l'inscription sur les listes des espèces qui courent un risque d'extinction. De fait, on pourrait soupçonner que, pour les espèces marines, la condition d'inscription de la clause première pourrait souvent être considérée comme suffisante pour l'inscription, s'il est clairement défini ce que l'on entend par « effectif réduit » pour l'espèce préoccupante.

4.4 Examen du Critère B

4.4.1 Définition du Critère

Le Critère B qui doit être rempli pour l'inscription à la liste des espèces menacées d'extinction est le suivant :

B. La population sauvage a une aire de répartition restreinte et présente au moins l'une des caractéristiques suivantes :

- i) elle est fragmentée ou ne se rencontre qu'en très peu d'endroits ; ou*
- ii) des fluctuations importantes dans l'aire de répartition ou du nombre de sous-populations ; ou*

- iii) une grande vulnérabilité due à la biologie ou au comportement (notamment migratoire) de l'espèce ; ou*
- iv) une diminution observée, déduite ou prévue d'un des éléments suivants : l'aire de répartition ; le nombre de sous-populations ; le nombre d'individus ; la superficie ou la qualité de l'habitat ; le potentiel reproducteur.*

4.4.2 Points ressortant des définitions

Aire de répartition

L'aire de répartition est définie comme le territoire limité par la ligne fictive ininterrompue la plus courte pouvant être tracée autour des zones (établies, déduites ou prévues) dans lesquelles une espèce est présente (déduction et prévision qui exigent néanmoins un maximum de rigueur et de prudence), à l'exclusion des cas de vagabondage. La région comprise à l'intérieur de ces frontières fictives exclura toutefois les zones étendues où l'espèce n'est pas présente. En d'autres termes, en définissant l'aire de répartition, il sera tenu compte du fait que la distribution spatiale de l'espèce peut être interrompue ou disjointe. Pour les espèces migratrices, l'aire de répartition est la plus petite zone essentielle, à chaque étape, pour la survie de ces espèces (par exemple aires de nidification d'une colonie ou aires de nourrissage de taxons migrateurs). Concernant les espèces faisant l'objet d'un commerce et pour lesquelles il existe des données permettant une estimation, il s'est avéré qu'une superficie inférieure à 10 000 km² constitue un chiffre indicatif (et non pas limite) d'une aire de répartition restreinte. Toutefois, ce chiffre est présenté à titre d'exemple, puisqu'il est impossible de donner une valeur numérique applicable à tous les taxons. Dans de nombreux cas, ce chiffre indicatif n'est pas utilisable.

Fragmentation

Il y a fragmentation lorsque la plupart des individus d'un taxon vivent en petites sous-populations relativement isolées, ce qui augmente la probabilité d'extinction de ces sous-populations et limite leurs possibilités de rétablissement. Concernant les espèces faisant l'objet d'un commerce et pour lesquelles il existe des données permettant une estimation, il s'est avéré qu'une aire de répartition égale ou inférieure à 500 km² pour chacune de ces sous-populations constitue un chiffre indicatif (et non pas limite) d'une fragmentation. Toutefois, ce chiffre est présenté à titre d'exemple, puisqu'il est impossible de donner une valeur numérique applicable à tous les taxons. Dans de nombreux cas, ce chiffre indicatif n'est pas utilisable.

4.4.3 Évaluation du Critère

Quoique la définition stipule que l'on ne peut définir une aire de répartition applicable à tous les taxons, le chiffre indicatif de 10 000 km² pourrait être considéré comme trop petit pour de nombreuses espèces marines. L'observation trop stricte de la directive pourrait donc faire risquer de ne pas inscrire sur les listes des espèces menacées d'extinction. Ce danger de tels manquements peut être accru pour les espèces ayant des aires de distribution discontinues, vivant par exemple autour de massifs sous-marins, d'îles océaniques ou de récifs coralliens. En tels cas, une aire pouvant aller jusqu'à 100 000 km² risquerait de n'inclure que très peu d'habitats appropriés pour l'espèce préoccupante et ces habitats dispersés pourraient être séparés par de vastes zones de mer libre ne convenant pas à l'espèce. Il est souvent très utile de tenir compte du fait que le risque d'extinction peut être accru lorsque la distribution d'une

espèce est très fragmentaire lorsque l'on évalue le statut d'une espèce marine. Par ailleurs, quelques espèces de poissons et invertébrés marins ont de vastes aires de reproduction (voir Section 2) et les œufs fertilisés peuvent être très largement diffusés par les courants marins. Ces facteurs complexes ont leur part dans la vulnérabilité de l'espèce à l'épuisement. Comme on l'a noté à la Section 3 et dans l'examen du Critère A, la vulnérabilité de l'espèce potentiellement menacée est l'un des grands facteurs à prendre en considération pour déterminer le degré de rigidité ou de souplesse avec lequel appliquer les lignes d'orientation établies pour la zone (et l'abondance).

Si les possibilités de manquements suscitent des préoccupations, par contre, avec une interprétation typique des lignes directrices, ce critère n'a guère de chances de conduire à de nombreuses fausses alarmes. Il n'y a pas eu d'inscriptions sur les listes d'espèces présentant un risque d'extinction appréciable. De fait, comme avec le Critère A de la CITES, une aire de répartition très limitée serait une condition initiale qui suffirait presque pour décourager la capture d'une espèce marine, à moins que l'on en sache beaucoup sur sa biologie et que l'on soit certain que l'aménagement serait efficace (à savoir, faible violabilité des règlements). Là aussi, de même que pour le Critère A intéressant l'abondance, le faible potentiel de fausses alarmes doit être considéré dans le contexte des difficultés que comporte l'échantillonnage des populations marines. Dans des prospections typiques des poissons de mer, il se peut que des espèces peu communes ne soient trouvées que dans très peu d'échantillons. La conclusion selon laquelle une espèce a effectivement disparu d'une zone qu'elle occupait jadis devrait être fondée sur un effort de prospection suffisant pour assurer une probabilité raisonnable de détection de l'espèce préoccupante, le cas échéant. Des méthodes d'analyse pour l'estimation de cette probabilité ont été élaborées, mais, bien souvent, elles ne sont pas appliquées à l'analyse des données fournies par les enquêtes sur les pêcheries. Elles seraient importantes pour l'utilisation des données des prospections en vue de l'évaluation d'une espèce sur la base de plusieurs considérations énoncées au Critère B4 de la CITES: diminution observée, déduite ou prévue de l'aire de répartition ou du nombre de sous-populations.

4.5 Examen du Critère C

4.5.1 Énoncé du critère

Le Critère C d'inscription sur les listes des espèces menacées d'extinction stipule:
Un déclin du nombre d'individus dans la nature, soit:

- i) en cours ou passé (mais avec la possibilité qu'il reprenne); ou*
- ii) déduit ou prévu sur la base d'une quelconque des caractéristiques suivantes:*
 - une diminution de la superficie ou de la qualité de l'habitat; ou*
 - des niveaux ou modes d'exploitation; ou*
 - des menaces résultant de facteurs extérieurs tels que les effets des agents pathogènes, des espèces concurrentes, des parasites, des prédateurs, des espèces introduites, de l'hybridation et ceux des toxines et des polluants; ou*
 - une baisse du potentiel reproducteur.*

4.5.2 Points ressortant des définitions

Sur la base des définitions et des lignes directrices, des déclins de 50 pour cent des effectifs de l'espèce considérée dans son ensemble ou de 20 pour cent de petites populations unitaires sont suggérés à titre indicatif, et il est reconnu que ces pourcentages ne devraient pas

être utilisés comme des seuils rigides. Les définitions notent aussi explicitement que les fluctuations naturelles ne sont pas considérées comme des déclin, ni les réductions de l'abondance qui découlent de régimes d'aménagement planifiés.

4.5.3 *Évaluation du Critère*

C'est le Critère C « déclin » qui présente les plus grands problèmes d'application aux espèces marines capturées. Certaines difficultés concernent simplement son application, tandis que d'autres sont des difficultés de principe. La préoccupation fondamentale est que le Critère « déclin » est susceptible de donner lieu à trop de fausses alarmes. Même en faisant la part des restrictions prévues dans les définitions, il risque d'y avoir beaucoup d'espèces marines qui seront considérées comme ayant connu des degrés d'appauvrissement suffisants pour justifier leur inscription sur les listes, mais pour lesquelles le volume de la population restera suffisant pour que le risque d'extinction biologique soit négligeable. L'inscription de telles espèces sur les listes pourrait causer des perturbations sociales et économiques inutiles et réduire la valeur morale de l'inscription d'espèces qui courent véritablement un danger d'extinction. En outre, la disposition de la CITES applicable aux espèces «semblables» pourrait entraîner davantage d'erreurs, car les produits finals commercialisés de nombreuses espèces de poissons sont difficiles à différencier, sinon par des techniques spécialisées.

Dans une certaine mesure, les préoccupations inspirées par le Critère « déclin » découlent du fait que l'on ne prend pas sérieusement en considération, on manque d'observer convenablement l'avertissement que les déclin qui sont des fluctuations naturelles ou sont imputables à des récoltes planifiées d'une biomasse effectivement accumulée ne sont pas couverts par la définition donnée du terme « déclin ». Toutefois, de semblables craintes et de manquements ne sont pas entièrement injustifiés, étant donné la complexité de la dynamique des populations marines et étant donné l'instruction donnée dans les définitions et les lignes directrices, à savoir que «un déclin observé ne doit pas être considéré comme faisant partie d'une fluctuation naturelle à moins d'en faire la preuve». En pratique, ces deux facteurs peuvent justifier le retrait de ce critère dans le domaine de l'examen scientifique objectif. Même lorsque des millions de dollars ont été dépensés pour une recherche et une observation dirigées, il peut se révéler impossible de démêler la variété des causes possibles d'une réduction spectaculaire de l'abondance des stocks de poissons (DFO 1999). Déterminer en quoi consiste la «preuve» que le déclin d'une population résulte d'une fluctuation naturelle et la quantité de «preuves» à apporter est une invitation à la discussion entre les partisans d'interprétations divergentes.

Les problèmes que pose le critère de déclin ne sont pas simplement toutefois liés au caractère inconcluant des recherches scientifiques sur ses causes. Ainsi qu'on l'a vu à la Section 2, les différences entre les échéanciers de survie et la fécondité potentielle d'espèces de poissons et invertébrés marins peuvent être utilisées pour rationaliser l'interprétation de ce que signifie pour une espèce une réduction d'un pourcentage établi. Plus l'effectif total d'une espèce est faible, plus graves sont les implications d'un fléchissement donné de la viabilité de la population (Burgman *et col.* 1993, Yablokov et Ostroumov 199 ?). Néanmoins, en considérant simplement les pourcentages de 50 pour cent et 20 pour cent comme des indicateurs particulièrement labiles on n'améliore pas les problèmes que pose l'application d'un critère de déclin. L'ampleur d'un déclin observé ou inféré est rarement au centre d'un débat. Les désaccords peuvent plutôt être axés sur les causes du déclin, la question de savoir si ces causes ont été convenablement contrôlées et celle de savoir ce que le déclin signifie pour la viabilité de la population.

Malgré les problèmes que posent à la fois la définition théorique et la mise en application d'un critère d'inscription fondé uniquement sur le déclin d'une population, il peut y avoir effectivement des cas valides ou il n'y a aucun autre critère disponible. Dans certains cas, la seule information dont on dispose sur une espèce est la fréquence à laquelle elle apparaît sur un marché international. On pourrait citer par exemple une espèce connue pour provenir uniquement des eaux côtières du Pacifique Sud et qui est vendue sur un marché d'aquarium spécialisé. En tel cas, il est possible que l'on ne sache rien du lieu exact où l'espèce est capturée, de son aire de répartition présente ou passée, et de ce que son abondance véritable a jamais été. Si la fréquence d'apparition sur le marché tombait de la disponibilité quotidienne de nombreux individus à l'apparition infréquent de quelques individus, on pourrait en déduire que l'espèce a été menacée et que des restrictions du commerce pourraient être un outil désirable et efficace de conservation. De ce fait, l'abandon total d'un critère de déclin – dans ces conditions, un déclin supposé sur la base de statistiques commerciales – supprime la possibilité d'utiliser un outil de conservation précieux (et peut-être unique).

La règle du déclin soulève donc un dilemme, à savoir que, dans de nombreux cas, elle pourrait conduire à l'inscription d'espèces qui ne sont pas menacées, mais son abandon entraînerait un risque d'omission de certaines espèces qui pourraient l'être effectivement. Heureusement, en précisant à quel moment le critère de déclin est un instrument approprié - seulement lorsque l'on ne possède aucune autre information sur une espèce - on suggère une approche possible pour réduire la possibilité indésirable de déclencher de trop nombreuses fausses alarmes.

Pour les espèces marines exploitées, il est proposé de modifier le critère selon le raisonnement suivant: si une espèce est susceptible d'une évaluation sur la base des Critères A ou B de la CITES et qu'elle ne doit pas être classée sur la base de l'un ou de l'autre comme courant un risque d'extinction inacceptable, alors elle ne doit pas être considérée comme justifiant une inscription sur les listes sur la simple base du critère de déclin. Toutefois, si on ne possède aucune donnée en rapport avec les Critères A ou B, alors les évaluations basées sur le seul Critère C devraient se fonder sur les meilleures données scientifiques disponibles.

Cette approche a plusieurs propriétés intéressantes. Elle est conforme à l'approche de précaution. Là où il existe un grand degré d'incertitude quant au statut d'une espèce, elle permet de prendre des mesures de conservation avant que le problème de l'incertitude ait été résolu. Simultanément, à mesure que l'on acquiert davantage de renseignements sur l'abondance effective et la distribution d'une espèce récoltée, l'approche insiste sur la pleine utilisation de ces informations. En outre, elle encourage la collecte de données appropriées en vue d'estimer soit la taille minimale de la population soit/ou son aire de répartition, afin que l'espèce puisse être évaluée sur la base des Critères A et/ou B de la CITES. Il est clair que la charge incombe alors aux administrateurs des pêches au niveau national ou international, à qui il appartient de recueillir des informations sur les pêcheries relevant de leur juridiction; ils sont récompensés par un moindre risque d'inscription inappropriée sur les listes de la CITES lorsque ces informations leur sont fournies.

L'approche proposée ci-dessus suggère une plus grande précision dans les critères d'inscription à examiner. En particulier, il pourrait être approprié de fixer des seuils plus élevés pour les limites estimatives inférieures des Critères A et B (effectifs restreints ou petite aire de distribution) là où ces facteurs sont utilisés pour décider de ne pas inscrire une espèce

qui remplirait autrement les conditions voulues sur la base du Critère C de la CITES. Là où l'établissement de seuils différents serait nécessaire pour prévenir un certain degré convenu d'aversion du risque d'extinction, lorsqu'une réduction de par exemple 50 pour cent de la population sur une période de 10 ans a été documentée, il faudrait des études de simulation impossibles dans les délais disponibles pour le présent examen. A titre minimal toutefois, le critère devrait être formulé de manière que la clause d'exception montre aux organismes responsables de l'aménagement qu'il leur incomberait de fournir la preuve qu'une tendance descendante a été effectivement observée. S'il n'en était pas ainsi, les clauses Bi ou Bii du Critère D pourraient être appliquées et les espèces pourraient être inscrites à la liste prévue à l'Annexe II.

4.6 Examen du Critère D

Conformément au Critère D, les espèces qui ne satisfont pas aux Critères A-C peuvent cependant être inscrites à l'Annexe I conformément à l'Article II.

4.6.1 Énoncé du Critère

« L'état de l'espèce est tel que si elle n'est pas inscrite à l'Annexe I, il est probable qu'elle remplisse un ou plusieurs des critères énumérés ci-dessus dans une période de cinq ans ».

4.6.2 Points ressortant des définitions

Voir observations sur les critères A-C.

4.6.3 Évaluation du Critère

Les termes utilisés pour définir le Critère D à partir des Critères A-C et précédant les observations ci-dessous s'appliqueraient seulement aux inscriptions proposées au titre de l'Annexe II.

4.7 Critère d'inscription à l'Annexe II au titre de l'Article II, paragraphe 2a de la CITES

Les critères ci-après sont applicables pour l'inscription à la liste de l'Annexe II lorsque l'on prévoit que :

- Les Critères A-C prévus à l'Annexe I seront satisfaits dans un proche avenir (au-delà de cinq ans), ou
- Les conditions d'exploitation se situent au-delà des niveaux soutenables.

4.7.1 Énoncé du Critère

Une espèce devrait être inscrite à l'Annexe II lorsque l'un ou l'autre des critères suivants est satisfait:

- A. *Il est établi, déduit ou prévu que l'espèce satisfera à l'un au moins des critères énumérés à l'Annexe I (voir Annexe 2 au présent document) dans un avenir proche, à moins que le commerce de ladite espèce ne soit strictement réglementé.*

- B. *Il est établi, déduit ou prévu que le prélèvement de spécimens dans la nature aux fins de commerce international nuit ou pourrait nuire à l'espèce pour l'une ou l'autre des raisons suivantes :*
- i) il excède, sur une longue période, le niveau pouvant être maintenu indéfiniment ; ou*
 - ii) il réduit l'espèce à un niveau de population auquel sa survie pourrait être menacée par d'autres facteurs.*

4.7.2 Évaluation du Critère

L'énoncé de l'Annexe 2a Bi, concernant un prélèvement excédant sur une longue période un niveau pouvant être maintenu indéfiniment, ne présente pas théoriquement de problèmes nouveaux, des points de vue examinés en vue de l'inscription sur les listes au titre de l'Annexe I. Toutefois, de même qu'on l'a envisagé pour l'Annexe I, pour minimiser aussi bien les fausses alarmes que les défauts d'observation de ce critère, il faut faire preuve d'un bon jugement et de bonne foi pour interpréter les termes «longue période» et «niveau maintenu indéfiniment».

Il y a de nombreuses raisons pour lesquelles on pourrait rétrospectivement conclure que le taux de mortalité infligé par la pêche à une espèce particulière est susceptible d'avoir dépassé un taux soutenable pendant un certain nombre d'années (Sinclair *et col.* 1991). La discussion relative à l'inscription d'une espèce à l'Annexe II sur la base de ce critère devrait tenir dûment compte des mesures d'aménagement qui ont été mises en œuvre pour réduire le taux d'exploitation là où il a été excessif pendant un certain nombre d'années. Si les mesures d'aménagement ont une probabilité raisonnable de réduire la capture, à savoir si leur violabilité est faible ou seulement modérée, alors l'inscription au titre de l'Annexe II peut ne pas être justifiée. Par ailleurs, si l'aménagement n'a pas réussi à contrôler le taux de capture excessif passé, la disposition de l'Article 2a Bi peut offrir un moyen de protection important pour des espèces hautement vulnérables ayant un passé de surexploitation. En outre, dans de telles conditions, le critère 2aBi peut offrir une certaine possibilité d'instaurer des restrictions du commerce pour faciliter l'aménagement des pêcheries avant que les espèces soient parvenues au point où le risque d'extinction devient inacceptablement élevé. Semblable approche prévoit des juridictions nationales axées sur un aménagement efficace des pêcheries, de manière à pouvoir documenter les périodes passées de surexploitation dans une optique de durabilité des taux de prélèvement.

Pour ce qui est du Critère défini à l'Annexe 2aBii, les préoccupations biologiques ont été, nous semble-t-il, pleinement examinées avec les critères de l'Annexe 1. Si l'on veut que le critère «petite population» (A) soit appliqué de façon valable pour les poissons et invertébrés marins, la ligne directrice pour ce que l'on appelle une «petite population» devrait tenir convenablement compte des menaces présentées par «d'autres influences». Spécifiquement, on a noté que pour ce qui est de l'Annexe 1, le qualificatif «petite» doit être interprété compte tenu du cycle biologique particulier de l'espèce en cause. Les espèces que leur cycle biologique, y compris l'agrégation de populations migratrices ou reproductrices, rend particulièrement vulnérables, nécessiteraient une manière très souple d'interpréter l'expression "petite population". En outre, le maintien d'un risque d'extinction acceptablement faible devrait assurer que la population soit suffisamment importante pour ne pas être menacée par des phénomènes stochastiques, - démographiques ou environnementaux - et les deux catégories devraient comprendre toutes les «autres influences» qui pourraient être rencontrées. Par conséquent, il est peu probable qu'il y ait souvent des situations où le critère 2aBii

représente un instrument approprié dans l'optique de la conservation de poissons et invertébrés marins.

4.8 Critère d'inscription à l'Annexe II au titre de l'Article II, paragraphe 2b de la CITES

Cette annexe aux critères définis à Fort Lauderdale est communément appelée disposition intéressant les "espèces semblables".

4.8.1 Énoncé du Critère

Les espèces devraient être incluses à l'Annexe 2 conformément à l'Article II, paragraphe 2 b), si elles satisfont à l'un quelconque des critères ci-après:

- A. *Les spécimens ressemblent aux spécimens d'une espèce inscrite à l'Annexe II au titre des dispositions de l'Article II, paragraphe 2a), ou à l'Annexe I, au point qu'il est peu probable qu'un non-expert soit raisonnablement en mesure de les distinguer.*
- B. *L'espèce appartient à un taxon dont la plupart des espèces sont inscrites à l'Annexe II au titre des dispositions de l'Article II, paragraphe 2a), ou à l'Annexe I, et les espèces qui restent doivent être inscrites pour permettre un contrôle efficace du commerce des spécimens des autres espèces.*

4.8.2 Évaluation du critère

Le problème que soulève pour les pêches commerciales le critère défini à l'Annexe II 2bA a été évoqué plusieurs fois dans le présent rapport, particulièrement à la Section 3, dans l'optique des instruments à utiliser pour assurer la conservation des écosystèmes marins. Les produits des pêcheries commerciales sont très fréquemment commercialisés sous forme transformée – filets, sticks de poisson, surimis - ou bien étêtés et après que l'on ait coupé les nageoires et retiré les organes internes. De telles mesures de transformation n'ont souvent pas un but cosmétique. Plutôt, elles sont nécessaires pour préserver la qualité et la valeur marchande du produit. Toutefois, sous de telles formes, l'espèce et souvent même le genre ou la famille d'origine du produit sont impossibles à identifier en l'absence de tests biochimiques perfectionnés et coûteux. L'application de restrictions rigoureuses au commerce même d'un petit nombre seulement de produits transformés de poissons de mer (filets de corégone ou thon congelé étêté et sans nageoires) pourrait désorganiser un commerce qui vaut des milliards de dollars à l'échelle internationale et dévaster des économies côtières dans des pays développés aussi bien que peu avancés. De telles conséquences doivent donc être envisagées de façon sérieuse avant d'utiliser effectivement des critères comportant un risque élevé de fausses alarmes pour évaluer le risque d'extinction d'espèces commercialement exploitées.

La possibilité d'invoquer des dispositions applicables à des « espèces semblables » suggèrerait que les administrateurs des pêcheries devraient :

- Prendre collectivement grand soin que les stocks ne tombent pas au niveau auquel l'inscription à l'Annexe I se justifierait, et s'efforcer notamment de mettre en place les capacités appropriées pour aménager convenablement les espèces affectées dans toute leur aire de répartition géographique;
- examiner individuellement l'utilité de participer à ou d'instaurer un système de certification de l'origine des produits de la pêche qui les intéressent, en vue de minimiser

la désorganisation que l'inscription d'une espèce quelconque sur les listes pourrait entraîner pour le commerce d'autres espèces.

Les dispositions applicables aux « espèces semblables » pourraient également entraîner des perturbations pour le commerce des espèces vivantes d'aquarium, même si les conséquences économiques seraient de moindre ampleur et moins étendues. Néanmoins, selon l'espèce inscrite à la liste, les conséquences pourraient retomber dans une mesure disproportionnée sur des pays côtiers peu avancés, ou pour qui le commerce des espèces d'aquarium est une source importante de devises. Des situations analogues ont été rencontrées dans le passé, par exemple lorsque la disposition « espèces semblables » a été invoquée pour protéger des espèces d'orchidées menacées d'extinction. Dans ce cas, il a apparemment été conclu que les bénéfices de la conservation étaient supérieurs aux coûts économiques, et des prescriptions très étendues ont été mises en application pour la délivrance de permis et d'une documentation devant accompagner les orchidées entrant dans le commerce international. Un choix comparable entre les coûts et avantages du commerce des poissons d'aquarium ne peut pas être fait sans que l'on sache quelles espèces de poissons seraient inscrites aux Annexes I et II (Article II, paragraphe 2a) et quelles espèces seraient considérées comme suffisamment analogues pour justifier l'inscription au titre de cette disposition.

4.9 Questions relatives aux inscriptions scindées et aux taxons supérieurs

L'Annexe 3 aux résolutions adoptées à la neuvième session de la Conférence des Parties tenue à Fort Lauderdale (États-Unis) (CITES 1994), concerne les "Cas particuliers". De manière générale, elle engage vivement à éviter les complications liées à l'inscription d'une espèce qui pose des problèmes d'application, mais elle permet certaines inscriptions scindées si cela apparaît essentiel. La question des inscriptions scindées d'une espèce à plus d'une annexe, est étroitement liée à la question des divergences entre la CITES et l'aménagement traditionnel des pêcheries, à savoir approche au niveau des stocks ou approche au niveau des espèces. Les considérations applicables sont discutées aux sections 3 et 7 du présent rapport. La reconnaissance du fait qu'en raison des difficultés d'application, les restrictions du commerce ne seront généralement opérables au niveau des stocks que pour un ensemble restreint d'espèces marines, principalement des mammifères marins et quelques grandes espèces pélagiques circumtropicales, ne devrait en aucune façon être interprétée comme une dénégation de l'importance de conservation de tous les stocks de poisson et d'un aménagement durable des pêcheries sur la base des stocks individuels.

4.10 Questions relatives aux mesures de précaution

L'Annexe 4 aux résolutions de la neuvième session de la Conférence des Parties tenue en 1994 à Fort Lauderdale concerne l'application de mesures de précaution. La clause A de cette annexe qui définit de manière générale le principe de précaution tel qu'appliqué sur les listes, tandis que la clause B vise spécifiquement la révision de l'inscription sur les listes au titre des Annexes I et II. Les dispositions de la clause B sont des règles censées et prudentes qui s'appliquent aussi bien aux espèces marines qu'aux espèces terrestres. La clause A pourrait être invoquée pour remédier à des tentatives mal guidées d'inscrire sur les listes des espèces exploitées non menacées dont la pêche entraîne des captures accessoires d'espèces effectivement menacées. Nous réaffirmons (voir 4.2 ci-dessus) que cette interprétation tendrait à miner la base et la crédibilité de l'utilisation de réglementations du commerce ayant pour effet de confronter la contribution directe du commerce à des préoccupations authentiques de conservation.

4.11 Questions relatives aux définitions

L'Annexe 5 aux résolutions adoptées à la neuvième session de la Conférence des Parties tenue en 1994 à Fort Lauderdale contient des définitions. Elles sont passées en revue ci-dessous.

Aire de répartition : la définition donnée dans l'annexe est généralement acceptable. La ligne directrice proposée pour la délimitation d'une zone restreinte est examinée à la Section 4.4.3. Pour les espèces migratoires vivant en bancs, la définition devrait plutôt être ainsi libellée : « plus petite zone essentielle pour la survie de l'espèce en cause dans son état le plus dispersé ou désagrégé ». En effet, quelques espèces de poissons forment des bancs très denses ou des agrégations de géniteurs, et l'évaluation de leur statut du point de vue de la conservation ne devrait pas être fondée uniquement sur cette aire de répartition très limitée.

Déclin : cette définition a des conséquences considérables pour les espèces aquatiques exploitées. Elles sont examinées à la Section 4.5.3. Des indicateurs différents du déclin (par exemple dénombrements des populations, taux de capture, captures totales) peuvent avoir des propriétés différentes, ce qui peut aboutir à des interprétations différentes. Ces différences et leurs implications du point de vue de la conservation doivent être examinées plus en détail. Idéalement, des estimations du déclin seraient fondées sur des estimations de la population. Toutefois, si des estimations de la population sont disponibles, le critère A devrait être utilisé pour évaluer le statut de l'espèce. Par conséquent, ce critère aurait un maximum de probabilités d'être utilisé avec des indices tels que le taux de capture ou les captures totales, et seulement lorsque l'on ne sait rien d'autre sur le statut de l'espèce. Les taux proposés semblent appropriés en gardant présent à l'esprit que le taux de 50 pour cent vaut pour le critère C tandis que celui de 20 pour cent vaut pour le critère A.

Longue période : cette définition (utilisée à l'Annexe II, Section 4.7) laisse une marge d'interprétation appropriée étant donné la variété des cycles biologiques des poissons.

Fragmentation : la définition donnée de la fragmentation semble raisonnable. Toutefois, étant donné la grande variété des schémas de répartition et des cycles biologiques des poissons, une interprétation raisonnable et assez souple de cette ligne directrice serait particulièrement importante pour l'utilisation du terme fragmentation au titre du critère B. Voir aussi Section 4.4.

Génération : la définition est raisonnable. Ainsi que le souligne la section 2, la durée d'une génération diminuera normalement sous l'effet de l'exploitation. En conséquence, il conviendrait d'utiliser la durée d'une génération pour la population peu exploitée.

Fluctuations importantes : étant donné que les fluctuations sont utilisées parallèlement à d'autres critères (critères A et B), les définitions et lignes directrices données semblent raisonnables. Toutefois, les populations aquatiques sont connues pour être extrêmement variables et certains stocks (par exemple beaucoup de petites espèces pélagiques telles que les harengs, les sardines et les anchois) peuvent accuser des fléchissements précipités dans le cas desquels la cessation de l'exploitation risque d'être sans effet après le déclin de la population, et peuvent enregistrer aussi des accroissements explosifs, quelquefois après des décennies de moindre abondance. Pour certaines espèces annuelles, par exemple l'exocet ou des espèces pour lesquelles les premiers stades du cycle biologique sont résistants à la sécheresse, la

population d'adultes peut fréquemment tomber à zéro, et les renseignements de ce genre devraient être pleinement pris en considération dans les études sur le statut de l'espèce.

Population : cette définition est examinée à la section 4.3.

Présumée éteinte : cette définition semble raisonnable.

Sous-populations : cette définition est examinée à la Section 4.4 et à la Section 5.

Menacées d'extinction : cette définition est jugée raisonnable.

4.12 Concordance des critères de l'UICN et de la CITES

La comparaison entre les critères d'inscription de la CITES sur les listes des espèces menacées et les critères utilisés par d'autres organisations s'occupant de conservation pourrait donner des renseignements complémentaires sur leur complétude et leur valeur pratique. Étant donné qu'ils ont été révisés à peu près au moment où les critères actuels de la CITES ont été adoptés, les critères appliqués pour l'établissement du Livre rouge de l'UICN ont été considérés comme particulièrement valables pour une telle comparaison. Les catégories d'espèces menacées d'extinction sont définies comme : « en grave danger » (CR), « en danger » (EN) et « vulnérables » (VU). Les critères « A » à « E » utilisés pour l'inscription des espèces dans les différentes catégories sont les suivants :

- A. population en déclin (passé ou projeté)
- B. petite aire de répartition et faible déclin ou fluctuation
- C. petit effectif et déclin de la population
- D. très petite population et aire de répartition très restreinte
- E. analyse quantitative (par exemple analyse de viabilité des populations)

L'Annexe 2 au présent document montre les critères de l'UICN et les critères adoptés à l'Appendice 1 de la CITES (1994)⁴ (L'énoncé complet des critères et définitions de la CITES peut être trouvé aux alinéas 4.3-4.4 ci-dessus et dans les Annexes 3 à 5 au présent rapport. Les trois catégories d'espèces en danger qui ont été adoptées par l'UICN sont définies sur la base de critères utilisant les mêmes termes, mais se distinguent par la numérotation, les taux et les aires adoptés pour quantifier les critères. Par suite, à des fins de clarté seulement, la catégorie « vulnérable » de l'UICN est indiquée à l'Annexe 2. Chaque critère de la CITES est présenté parallèlement au critère UICN le mieux comparable.

Une différence générale dans l'approche utilisée est que les chiffres utilisés pour les critères UICN sont contraignants, tandis que ceux adoptés par la CITES sont des indicateurs (et non pas des seuils). En tant que lignes directrices, les critères CITES permettent une interprétation utile en fonction du cycle biologique et des conditions d'une espèce. Toutefois, alors que les chiffres de l'UICN se rapportent à des animaux parvenus à maturité, ceux de la CITES ont trait à la totalité des individus. Pour les espèces marines qui produisent des larves abondantes mais ayant un taux de mortalité élevé, une approche axée sur les individus parvenus à maturité sera plus prudente.

⁴ Là où les critères sont répartis dans des clauses des paragraphes numérotés en chiffres romains, ils sont eux-mêmes numérotés en chiffres arabes ; par exemple, le troisième paragraphe de la clause iv du critère B est le paragraphe Biv clause 3.

En général, les critères CITES concordent d'assez près avec les critères A-C de l'UICN lorsque l'on tient compte des différences d'interprétation précitées. La concordance avec les critères D n'est pas aussi proche, car les chiffres de l'UICN considèrent à un degré critique un petit effectif de la population ou une petite aire de répartition comme des raisons suffisantes d'inscription sur les listes tandis que la CITES fixe des chiffres plus élevés mais ne les accepte pas si d'autres clauses secondaires ne sont pas également vérifiées. En pratique, il est difficile d'imaginer une espèce tombée à de faibles effectifs auxquels l'une ou l'autre des clauses secondaires de la CITES ne s'appliqueraient pas. Toutefois, pour des analyses ultérieures en vue d'évaluer le degré auquel les critères A et B de la CITES assurent un très faible de manquement, il vaut la peine d'étudier si un très faible effectif ou une très petite aire de distribution pourraient être des raisons suffisantes d'inscription sur une liste. Des analyses très spécialisées seraient nécessaires pour établir si des critères de taille catégorique permettraient un degré de protection supérieur à celui offert par les critères existants et pour déterminer, le cas échéant, quelles seraient les tailles à retenir.

La CITES n'a pas non plus d'équivalent du critère E de l'UICN qui est fondé sur une analyse quantitative. Une telle approche pourrait être implicite dans les clauses figurant dans les critères CITES qui ne recouvrent pas les critères UICN (voir alinéas A3 et B4 de l'Annexe 2), mais certains critères explicites fondés sur une analyse scientifiquement rationnelle pourraient se justifier après une analyse plus poussée.

5. POPULATIONS ET SOUS-POPULATIONS

Une des principales préoccupations exprimées par le Groupe d'expert *ad hoc* de la FAO sur les critères d'inscription des espèces marines sur les listes de la CITES concernait le fait que la CITES met l'accent sur les espèces (que la CITES désigne par le terme « population »), alors que l'aménagement des pêcheries est normalement axée sur des stocks (que la CITES appelle sous-populations). Par suite, alors que la CITES vise à assurer qu'un nombre suffisant d'individus d'une espèce donnée continue d'exister sur la terre ou dans une zone géographique, l'aménagement des pêcheries en général vise à assurer la durabilité de tous les stocks.

Bien que la CITES utilise couramment les termes population et sous-population comme indiqué ci-dessus, l'Article 1 de la Convention stipule que l'on entend par « *espèces : toute espèce, sous-espèce ou une de leurs populations géographiquement isolée* ». Cela semble ménager à la CITES l'option d'appliquer ses critères à des sous-populations (ou stocks) menacées d'extinction à l'échelle locale. L'Annexe III, conformément à laquelle des juridictions nationales peuvent inscrire sur une liste une espèce préoccupante à l'échelle nationale et rechercher une coopération internationale pour limiter le commerce de cette espèce, sans prendre explicitement en considération le statut global de l'espèce, peut également être invoquée pour inviter à une action au titre de la CITES à l'échelle des stocks.

Étant donné l'aire de répartition extrêmement vaste et l'absence de données sur la structure génétique des populations de certaines espèces des poissons marins, (par exemple les espèces hautement migratrices) et de mammifères, on craint de manière générale dans la recherche halieutique qu'un stock unitaire (= une sous-population au titre de la CITES), qui n'est pas identifié en tant que tel, puisse être accidentellement surpêché. De grandes espèces pélagiques circumtropicales telles que l'albacore, le thon obèse, le listao, le thazard-bâtard et le dauphin sont des exemples de poissons pour lesquels de telles situations pourraient théoriquement se produire. Comme exemples de mammifères marins on peut citer la baleine à

bec et le morse. La question de savoir si, en conséquence de la surpêche, la sous-population (ou le stock) pourrait être extirpé avec peu ou pas du tout de possibilités de recolonisation naturelle à partir d'autres sous-populations plus saines provenant du même bassin océanique ou de bassins avoisinants reste une pure spéculation au niveau actuel de connaissances.

A l'échelle d'un unique bassin océanique, on peut considérer que pour les stocks du plateau continental ou les stocks côtiers qui sont répartis des deux côtés de l'océan, tels que la morue de l'Atlantique et l'églefin, la recolonisation pourrait être lente, mais possible, suite à l'extirpation de tous les stocks d'un seul côté. Des échanges entre des stocks adjacents tout autour du bassin océanique sont toutefois régulièrement documentés (Lilly *et coll.* 1998, Taggart 1997) et l'extirpation totale de stocks côtiers individuels apparaît peu probable, à moins que les aires de distribution des stocks ne soient disjointes comme c'est le cas pour de nombreuses espèces anadromes pendant la reproduction.

L'inscription sur les listes de la CITES d'une espèce telle que le thon obèse dans un unique océan où on pourrait démontrer qu'il court un risque d'extirpation à l'échelle locale pourrait avoir des conséquences sociales et économiques considérables pour les pêches dans d'autres océans où l'aménagement a été efficace et où le risque de disparition locale a été faible. Une manière possible de s'attaquer au problème de l'extirpation locale d'une sous-population serait de tenter de restreindre le commerce des captures provenant de cette seule sous-population. Sauf aux plus larges échelles géographiques, l'application de cette approche a toute chance de soulever tant de problèmes qu'elle serait inefficace. Même à l'échelle d'un bassin océanique, il existe une possibilité que des navires capturent les espèces dans un océan donné et le débarquent dans un autre comme s'il s'agissait d'une production de la sous-population de cette dernière zone. L'inscription volontaire d'une espèce à l'Annexe III par un ou plusieurs pays présente des problèmes d'application analogues. La CITES reconnaît ces difficultés potentielles en précisant à l'Annexe 3 que « *En règle générale, l'inscription d'une espèce à plus d'une annexe devrait être évitée compte tenu des problèmes d'application qu'elle pose ... Les inscriptions scindées qui classent certaines populations d'une espèce dans les annexes et en excluent les autres ne devraient normalement pas être autorisées* ».

La difficulté de mettre en application une restriction autre que mondiale du commerce, et les bouleversements sociaux et économiques que cela pourrait entraîner pour les exploitants qui ont un système d'aménagement efficace en place, fait ressortir que les restrictions du commerce devraient être considérées comme des mesures de conservation de dernier ressort. Sauf dans des circonstances exceptionnelles, le meilleur moyen d'assurer la conservation des ressources halieutiques marines serait de renforcer les instruments d'aménagement utilisés dans les pêcheries et les écosystèmes nationaux et internationaux.

6. POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES, RISQUES D'EXTINCTION DES PÊCHERIES

Les points de référence biologiques et leur rôle capital dans l'aménagement des pêcheries sont examinés à la section 3.2. Dans les grandes pêcheries commerciales bien surveillées, les données disponibles sont habituellement suffisantes pour permettre l'estimation en termes de biomasse et de taux d'exploitation de points de référence biologiques pouvant servir de base pour l'exploitation durable de stocks de poissons et d'invertébrés particuliers. Comme la valeur totale des débarquements provenant des petites pêcheries individuelles est habituellement moindre, elles sont fréquemment moins bien observées, mais il y a des exceptions. Les points de référence utilisés dans les cas individuels

varient avec la juridiction nationale, les caractéristiques biologiques des espèces récoltées et leur historique. Les points de référence peuvent être fixés en termes de biomasse de reproducteurs ou de mortalité par pêche associés au rendement maximum soutenu, de pourcentage de biomasse inexploitée, de nombre maximum de recrues produites par reproducteur, de possibilité d'effondrement de la pêcherie ou d'autres valeurs. Toutefois, dans tous les cas, l'objectif des points de référence utilisés pour l'aménagement des pêcheries est de maintenir le stock dans un état hautement productif et de minimiser la probabilité d'effondrement de la pêcherie au dessous de niveaux commercialement viables très faibles.

Malheureusement, les pêcheries ne sont pas toutes bien surveillées et même de bons programmes d'observation risquent de ne pas enregistrer d'informations sur les espèces capturées à titre accessoire. Là où les pêcheries sont mal suivies, que ce soit parce que la législation n'est pas claire ou simplement absente, ou seulement parce qu'il n'y a pas assez de ressources pour la surveillance et l'aménagement, les données peuvent être insuffisantes pour estimer des points de référence basés sur des modèles et des informations biologiques valables. En tels cas, même si des points de référence ont été estimés avec les meilleures informations scientifiques disponibles, il y a moins de chances que les points de référence assurent que l'aménagement vise effectivement à maintenir les stocks à des niveaux hautement productifs avec une faible probabilité d'effondrement, et qu'il réussisse à le faire. Idéalement, pour être conformes à l'approche de précaution, les points de référence devraient être maintenus à un niveau assez modéré pour tenir compte du degré d'incertitude supplémentaire. Toutefois, il n'en est pas toujours ainsi.

L'expression « analyse de viabilité des populations » (AVP) est actuellement utilisée pour désigner une famille d'analyses visant à estimer le risque d'extinction d'une espèce. L'AVP est décrite dans l'encadré 1. Ainsi que cet encadré le fait apparaître elle devient généralement valable lorsqu'une population est devenue si petite que des fluctuations aléatoires de sa dynamique, de sa génétique ou des conditions environnementales, risquent d'entraîner également des fluctuations notables du risque estimatif d'extinction. Sauf pour les espèces de très haute valeur marchande, ces effectifs de population sont très inférieurs aux abondances auxquelles les stocks seraient considérés comme en état d'effondrement et, de ce fait, ils sont très inférieurs à tous les points de référence biologiques utilisés pour l'aménagement des pêcheries commerciales. Par conséquent, dans la plupart des cas, le risque d'extinction biologique ne deviendrait une préoccupation justifiable, avec une probabilité plus que négligeable de se produire que longtemps après que tous les points de référence utilisés pour l'aménagement des pêcheries aient été violés. Les exceptions à cette généralisation sont les pêcheries d'espèces ayant une valeur et une vulnérabilité exceptionnellement élevées, et les pêcheries d'espèces pour lesquelles on possède si peu d'informations disponibles sont si rares que l'on ne peut estimer au départ que des chiffres très approximatifs pour se substituer aux points de référence biologiques. En tels cas, une attention spéciale devrait être portée à la durabilité des taux effectivement réalisés d'exploitation, même lorsque l'exploitation semble être conforme aux objectifs de l'aménagement.

7. PRINCIPALES PRÉOCCUPATIONS ET CONCLUSIONS

- Le risque d'extinction est une préoccupation légitime dans l'optique de la conservation des espèces de poissons et invertébrés aquatiques.
- L'adaptabilité actuelle des critères de la CITES, lorsqu'ils sont interprétés avec leurs lignes directrices et définitions, est une caractéristique importante et positive. Avec une unique modification majeure, les critères et lignes directrices actuels sont suffisamment

souples pour permettre d'approcher logiquement dans des propositions individuelles d'inscription sur les listes, aussi longtemps que le processus d'évaluation est conduit de manière scientifiquement rationnelle et transparente, et qu'il tient compte des caractéristiques particulières de chaque cas.

- Étant donné l'importance des pêcheries commerciales sur le plan social et économique et pour la nutrition humaine, l'inscription sur les listes d'espèces marines capturées pour lesquelles il s'agirait en réalité de fausses alarmes peut avoir des conséquences très graves.
- Les lignes directrices à observer pour les critères A et B devraient être interprétés avec beaucoup de souplesse en ce qui concerne la taille des sous-populations et l'aire de répartition à prendre en considération pour assurer un faible risque d'extinction.
- L'utilisation du critère C (critère de déclin) à lui seul pourrait conduire à de nombreuses fausses alarmes, et entraîner de manière erronée l'inscription de nombreuses espèces pour qui le risque d'extinction est négligeable.
- Le critère C ne devrait servir de base pour l'inscription d'espèces marines ou d'eau douce exploitées que si les données ne suffisent pas pour permettre leur évaluation dans l'optique des critères A et B. Toutefois, lorsque les critères A ou B sont utilisés pour exempter de l'inscription une espèce qui remplit les conditions voulues pour l'inscription sur la base du critère C, les lignes directrices relatives aux effectifs et/ou à l'aire de répartition devraient être interprétés généreusement, en sorte que l'on ait raisonnablement confiance que l'effectif de la population et son aire de distribution ne sont pas réduits.
- Étant donné que de nombreux produits de poisson sont débarqués sous forme transformée, la disposition applicable aux « espèces semblables » devrait être utilisée avec suffisamment de circonspection pour éviter le chaos dans les pêcheries commerciales.
- La CITES est tout à fait appropriée pour assurer la protection d'espèces aquatiques qui ont une haute valeur économique (**valeur**), sont vulnérables à la surexploitation en raison des caractéristiques de leur cycle biologique ou de leur facilité de capture (**vulnérabilité**) et sont capturées dans des pêcheries où il est difficile d'assurer l'observation de plans d'aménagement (**violabilité**).
- La CITES devrait être considérée comme un instrument de conservation de dernier recours, et la conservation serait habituellement mieux servie par le renforcement des capacités de gestion des pêcheries et des écosystèmes. En particulier, des pratiques efficaces en matière d'aménagement des pêcheries et des écosystèmes permettent de prendre des mesures de conservation appropriées longtemps avant qu'une espèce ne soit menacée d'extinction.
- Les espèces qui ont une faible valeur, vulnérabilité ou violabilité ont peu de chances de requérir ou, dans d'autres cas, bénéficier substantiellement de, d'une inscription sur les listes de la CITES.
- Le risque d'extinction chez les espèces aquatiques est lié au cycle biologique et aux caractéristiques écologiques plutôt qu'aux affinités taxonomiques, quoique bien sûr, des espèces taxonomiquement apparentées aient souvent un cycle biologique et une écologie analogues.
- En liant trop strictement les critères d'évaluation du risque d'extinction à des caractéristiques taxonomiques ou des caractéristiques du cycle biologique, on court le risque de compromettre l'utile souplesse actuelle des critères de la CITES, ce qui pourrait empirer les choses plutôt que les améliorer.
- L'examen de la documentation publiée sur les extinctions, les extirpations et les classifications des poissons en fonction du degré de risque suggère dans tous les cas que la perte et la dégradation de l'habitat ont constitué une menace beaucoup plus grave pour la survie des espèces que l'exploitation commerciale, en particulier pour les espèces des

eaux douces et des eaux côtières. Néanmoins, l'exploitation n'en a pas moins été un facteur déterminant de réductions spectaculaires des populations et de l'extinction de certains cétacés, pinnipèdes et oiseaux de mer, y compris des ressources exploitées par la petite pêche aux fins de la consommation locale.

- En particulier lorsqu'ils sont estimés sur la base de bonnes données biologiques et données sur les pêcheries, les points de référence biologiques utilisés comme objectifs et comme limites pour l'aménagement des pêcheries se situent à des niveaux très supérieurs aux effectifs minimaux sûrs des populations estimables par l'analyse de viabilité des populations.
- L'aménagement des pêcheries vise à assurer la durabilité à l'échelle de stocks individuels, tandis que la CITES vise généralement uniquement la protection d'espèces. On se heurterait à des problèmes d'application très étendus si l'on tentait d'intervenir au niveau des stocks au titre de la CITES. Les lignes directrices de la CITES pour les inscriptions scindées reconnaissent ces problèmes.

8. RÉFÉRENCES

- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski S.A. and Pope J.G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Pap. 339: 233 pp.
- Angermeier, P.L. 1995. Ecological attributes of extinction-prone species: loss of freshwater fishes of Virginia. Conservation Biol. 9:143-158.
- Baillie, J., and B. Groombridge (ed.). 1996. IUCN Red List of threatened animals. IUCN Species Survival Commission, IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Baker, T.T. and 8 co-authors. 1996. Status of Pacific salmon and steelhead escapements in southeastern Alaska. Fisheries 21:6-18.
- Balon, E.K. 1975. Reproductive guilds of fishes a proposal and definition. J. Fish Res. Board Can. 32:821-864.
- Boehlert, G.W. 1996. Larval dispersal and survival in tropical reef fishes. Pp. 61-84, In: N.V.C. Polunin and C.M. Roberts [eds.]. Reef fisheries. Chapman and Hall, London.
- Bradford, M.J. 1995. Comparative review of Pacific salmon survival rates. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52:
- Bradford, M.J. 1998. Risk assessment for Thompson River coho salmon. Pacific Stock Assessment Review Committee Working Paper 98-18, 25p.
- Brander, K. 1981. Disappearance of common skate *Raia batis* from Irish Sea. Nature 290: 48-49.
- Breder, C.M. Jr. and D.E. Rosen. 1966. Modes of reproduction in fishes. Natural History Press, New York, 941 pp.
- Bruton, M.N. 1995b. Threatened fishes of the world: *Latimeria chalumnae*. Environmental Biology of Fishes. 43:104.
- Bruton, M.N. 1995. Have fishes had their chips? The dilemma of threatened fishes. Environmental Biology of Fishes 43: 1-27
- Burgman, M.A., S. Ferson, and H.R. Akcakaya. 1993. Risk Assessment in Conservation Biology. Chapman and Hall. New York.
- Caddy, J.F. and R. Mahon. 1995. Fishery Management Reference Points. FAO Fish Tech. Pap. No. 347: 87 p.
- Cairns, M. and R.T. Lackey. 1992. Biodiversity and management of natural resources: the issues. Fisheries 17: 6-10.
- Carlton, J. T. 1993. Neoextinctions in marine invertebrates. Am. Zool. 33: 499 - 507.

- Carlton, J. T., G. J. Vermeij, D. R. Lindberg, D. A. Carlton, and E. C. Dudley. 1991. The first historical extinction of a marine invertebrate in an ocean basin: the demise of the eelgrass limpet *Lottia alveus*. *Biol. Bull.* 180: 72-80.
- Casey, J. M. and R. A. Myers. 1998. Near extinction of a large, widely distributed fish. *Science* 281: 690-692.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol.* 63: 215-244.
- CITES, 1994. Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore menacées d'extinction, Neuvième session de la Conférence des Parties, Fort Lauderdale (Etats-Unis d'Amérique), 7 to 18 novembre 1994. Résolution de la Conférence des Parties . 9.24.
- Cochrane, K.L., D.S. Butterworth, J.A.A. de Oliveira and B.A. Roel. 1998. Management procedures in a fishery based on highly variable stocks and with conflicting objectives: experiences in the South African pelagic fishery. *Rev.Fish Biol.Fish.* 8, 177-214.
- Courchamp, F., T. Clutton-Brock, and B. Grenfell. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology and Evolution.* 14: 405-410.
- Diamond, J.M. 1987. Extant unless proven extinct? Or extinct unless proven extant? *Conservation Biology* 1: 77-79.
- Dickson, R.R., J. Lazier, J. Meinke, P., Rhines, and J. Swift. 1998. Long term coordinated changes in convective activity of the North Atlantic. *Progress in Oceanography* 36: 241-295.
- DFO. 1999. Stock Status Report for Northern Cod. CSAS SSR 98-A01.
- Emlen, J.M. 1992. *Ecology: An Evolutionary Perspective.* 3rd Edition. Academic Press.
- FAO. 1996. Fishing operations. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 1, 86 p.
- FAO. 1997. L'approche de précaution appliquée aux pêches de capture et aux introductions d'espèces. Elaboré par la Consultation technique sur l'approche de précaution appliquée aux pêches de capture (et aux introductions d'espèces). Lysekil, Suède, 6-13 juin 1995. *FAO Directives techniques pour une pêche responsable.* No. 2. Rome, FAO. 1997. 73p.
- FAO. 1998. Rapport de la réunion du Groupe d'experts *ad hoc* de la FAO sur les critères d'inscription des espèces marines sur les listes de la CITES, Le Cap (Afrique du Sud), 20 novembre 1998. COFI/99/Inf.16 Part II. 12 pp.
- FAO. 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries. FAO, Rome, 41 pp.
- Ferson, S. and M.A. Burgman. 1995. Correlations, dependency bounds and extinction risks. *Biological Conservation.* 73: 101-105.
- Francis, R.C., S.R. Hare, A.B. Hollowed, and W.S. Wooster. 1998. Effects of interdecadal climate variability on the oceanic ecosystems of the Northeast Pacific. *Fisheries Oceanography* 7: 1-21.
- Garcia, S.M. and C. Newton. 1997. Current situation, trends and prospects in world capture fisheries. Pp. 3-27 In: E.K. Pikitch, D.D. Huppert, and M.P. Sissenwine [eds.]. *Global trends: fisheries management.* American Fisheries Society Symposium 20, Bethesda, Maryland.
- Gilpin, M.E. 1990. Extinction of finite metapopulations in correlated environments. In S. Shorrocks, ed. *Life in a Patchy Environment.* Oxford University Press.
- Groom, M.J. and M.A. Pascual. 1998. The analysis of population persistence: An outlook on the practice of viability analysis. pp 6-28 in P.L. Fiedler and P.M. Karieva, eds. *Conservation Biology for the Coming Decade.* Chapman and Hall, New York.
- Hudson, E.J., Baillie, J., Hall, H., Mace, G.M., Punt, A., Roberts, C., Sadovy, Y., Safina, C., Sobel, J., and A. Vincent 1997. Applying the ICUN Red List Criteria to Marine Fish: a summary of initial guidelines. *Species* (June 1997) p.18-19.

- Hughes, R.M. and R.F.Noss. 1992. Biological Diversity and Biological Integrity: Current Concerns for Lakes and Streams. *Fisheries* 17:11-19.
- ICCAT. 1999. Report for the biennial period, 1998-99. Part 1 (1998) – Vol. 2. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Madrid, 289 pp.
- ICES. 1998. Report of the Study Group on Implementation of the Precautionary Approach. ICES CM:1998/ACFM 1.
- Isaac, N. and G.M. Mace. 1998. The IUCN Criteria Review: report of scoping workshop. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland. 34+pp.
- IUCN. 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN, Gland, Switzerland. 386 pp + Intro pp + Annexes. (also cited as Baillie and Groombridge 1996).
- Jennings, S., S.P.R. Greenstreet, and J.D. Reynolds. 1999. Structural change in an exploited fish community : a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life-histories. *J. Anim. Ecol.* 68 : 617-627.
- Jennings, S., J.D. Reynolds and S. C. Mills. 1998. Life-history correlates of responses to fisheries exploitation. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 265 : 333-339.
- Johannes, R.E. 1997. Grouper spawning aggregations need protection. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin #3* – December 1997: 13-14.
- Jonsson, B., R.S. Waples, and K.D. Friedland. 1999. Extinction considerations for diadromous fishes. *ICES Journal of Marine Science* 56: 405-409
- Koslow, J.A., Hanley, F. and Wicklund, R. 1988. Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Marine Ecology Progress Series*, 43: 201-212.
- Leidy, R.A. and P.B. Moyle. 1998. Conservation status of the world's fish fauna: An overview. pp 187-227. in P.L. Fiedler and P.M. Karieva, eds. *Conservation Biology for the Coming Decade*. Chapman and Hall, New York.
- Lierman, M. and R. Hilborn. 1997. Depensation in fish stocks: a hierarchic Bayesian meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 1976-1984.
- Lilly, G.R. and 6 co-authors. 1998. An assessment of the cod stock in NAFO Div. 2J+3KL. NAFO Sci. Council Research Document 98. 94 pp.
- Mace, G.M. 1999. Ed. The IUCN Criteria Review: Report of the marine workshop. Tokyo, Japan, January 16th-17th, 1999.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Malakoff, D. 1997. Extinction on the high seas. *Science* 277: 486 - 488.
- McDowall, R. M. 1999. Different kinds of anadromy : different kinds of conservation problems. *ICES Journal of Marine Science*. 56:410-413.
- McKinney, M. L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* 28: 495-516.
- Miller, R. R., J. D. Williams and J. E. Williams. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries (Am. Fish. Soc.)* 14 (6): 22-38.
- Miller, R.R. and E.P. Pister. 1971. Management of the Owens pupfish, *Cyprinodon radiosus*, in Mono County, California. *Transactions of the American Fisheries Society*. 100:502-509.
- Moyle, P.B. and R.A. Leidy 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish fauna. pp. 127-169 in P.L. Fiedler and S.K. Jain, eds. *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. Chapman and Hall. New York.
- Musick, J. A. 1998. Endangered marine fishes: criteria and identification of North American stocks at risk. *Fisheries, (Bethesda)* 23 (2): 28-30.

- Nations Unies, 1983. Droit de la mer. Texte officiel de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer avec annexes et tableaux, Nations Unies, New York, 224pp.
- Nations Unies, 1995. Accord aux fins de l'application des dispositions de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer du 10 décembre 1982 relatives à la conservation et à la gestion des stocks de poissons dont les déplacements s'effectuent tant à l'intérieur qu'au-delà des zones économiques exclusives (stocks chevauchants) et des stocks de poissons grands migrateurs.
- Nehlsen, W., J.E. Williams and J.A. Lichatowich. 1991. Pacific salmon and the crossroads: stocks at risk from California, Oregon, Idaho and Washington. *Fisheries* 16(2):4-21.
- Ogutu-Ohwayo, R., R.E. Hecky, A.S. Cohen, and L. Kaufman. 1997. Human impacts on the African Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes* 50: 117-131.
- Pajaro, M.G. and A.C.J. Vincent. 1996. Seahorse conservation in the central Philippines: a community based approach. *Sea Wind* 10(4): 7-12.
- Parent, S. and L. M. Schrimi. 1995. A model for the determination of fish species at risk based upon life-history traits and ecological data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1768 - 1781.
- Powles, H.P. and 8 co-authors. in press. DFO Risk of Extinction Working Group Report. Canadian Technical Report in Fisheries and Aquatic Science. 70 pp.
- Reaka-Kudla, M.L. 1997. The global biodiversity of coral reefs: a comparison with rain forests. pp. 83-108 in M.L. Reaka-Kudla, D.E. Wilson, and E.O. Wilson, eds. *Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Boston.
- Roberts, C. M. and J. P. Hawkins. 1999. Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution* 14 (6): 241-246.
- Ruckelshaus, M. and C.G. Hays. 1998. Conservation and management of species in the sea. pp. 112-155 in P.L. Fiedler and P.M. Karieva, eds. *Conservation Biology for the Coming Decade*. Chapman and Hall, New York.
- Sadovy, Y. 1997. Live reef-fishery species feature prominently in first marine fish IUCN Red List. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin #2 – May 1997*: 13-14.
- Sinclair, A., D. Gascon, R. O'Boyle, D. Rivard, and S. Gavaris. 1991. Consistency of some northwest Atlantic groundfish stock assessments. *NAFO Scientific Council Studies*, 16:59-77.
- Slaney, T. L., K. D. Hyatt, T. G. Northcote and R. J. Fielden. 1996. Status of anadromous salmon and trout in British Columbia and Yukon. *Fisheries* 21(10):20-35.
- Stephens, P.A. and W.J. Sutherland. 1999. Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 401-405.
- Taggart, C.T. 1997. Bank scale migration patterns in cod. *NAFO Scientific Council Studies* 29: 51-60.
- Taylor, D.W. 1991. Freshwater molluscs of California: a distributional checklist. *Calif. Fish Game* 67:140-163.
- Taylor, F.R., R.R. Miller, J.W. Pedretti and J.E. Deacon. 1988. Rediscovery of the Shoshone pupfish *Cyprinodon nevadensis shoshone* (Cyprinodontidae), at Shoshone Springs, Inyo County, California. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 87:67-73.
- Tuljapurkar, S. 1990. *Population Dynamics in Variable Environments*. Lecture Notes in Biomathematics 85. Springer-Verlag, New York.
- United Nations. 1992. Agenda 21: Programme of action for sustainable development. Final text of agreements negotiated by governments at the United Nations Conference on Sustainable Development (UNCED), 3-4 June 1992, Rio de Janeiro, Brazil, 294 pp.

- Upton, H. 1992. Biodiversity and conservation of the marine environment. *Fisheries* 17:20-25.
- Witte, F., T. Goldschmidt, J. Wanick, M. vanOijen, K. Goudswaard, E. Witte-Maas, and N. Bouton. 1992. The destruction of an endemic species flock: quantitative data on the decline of the haplochrome cichlids of Lake Victoria. *Environmental Biology of Fishes* 34:1-28.
- Yablokov, A.V. and S.A. Ostroumov. 199?. Conservation of living nature and resources: problems, trends and prospects. Springer Verlag, New York.

Ordre	Famille	Espèces non marines						Espèces marines							
		EX	EW	CR	EN	VU	LR	DD	EX	EW	CR	EN	VU	LR	DD
	Gobiidae			5		18	12	21						1	1
	Haemulidae											1			
	Labridae												4		
	Lutjanidae												2		
	Mugilidae				1										
	Percichthyidae			1	3	2		5							
	Percidae	1		2	4	27	10	4							
	Polyprionidae									1					
	Pomacanthidae												1		
	Pomacentridae												3		
	Pseudochromidae												1		
	Scaridae												1		
	Sciaenidae			1											
	Scombridae									3	3	2			2
	Serranidae									3	1	13	2		2
	Sparidae						1				1				
	Terapontidae					3	6	5							
	Xiphiidae											1			1
Percopsiformes	Amblyopsidae			1		3									
Pleuronectiformes	Pleuronectidae										1	1			
Salmoniformes	Galaxiidae			4		9	4	6							
	Lepidogalaxiidae						1								
	Osmeridae				1			2							
	Plecoglossidae				1										
	Retropinnidae	1				1									
	Salangidae					1									
	Salmonidae	4		4	6	10		14							
	Umbridae					1	1								
Scorpaeniformes	Cottidae	1		2		4		2							
	Scorpaenidae									1	1	1			
Siluriformes	Amblycipitidae				1										
	Ariidae							5			1				
	Bagridae			1	1	2		2							
	Clariidae			4		4									
	Diplomystidae				1			2							
	Heteropneustidae					1									
	Ictaluridae			2	1	10	2	3							
	Mochokidae			1											
	Pangasiidae				1			1							
	Pimelodidae					2		2							
	Plotosidae					1									
	Siluridae				1			2							
	Sisoridae					1									
	Trichomycteridae	1				1	2	7							
Synbranchiformes	Mastacembelidae							1							
	Synbranchidae				1			3							
Syngnathiformes	Syngnathidae			1				4				36		7	
Tetraodontiformes	Balistidae											1			
	Tetraodontidae											2		5	
Total		80	11	148	117	355	105	230	2	0	14	29	95	12	25

Annexe 2 : Concordance entre les critères d'inscription sur les listes de la CITES et de l'UICN

Critères de l'UICN	Catégorie UICN 'Vulnérable'	Annexes 1-5 de la CITES 1994	Remarques
A. Population en déclin Taux minimum de déclin de la population sur la base des références 1 ou 2	20% en 10 ans ou 3 générations	Lignes directrices 50% en 5 ans ou 2 générations 20% en 10 ans ou 3 générations pour des petites populations sauvages Références 1-3	l'UICN spécifie qu'il s'agit d'individus parvenus à maturité. La CITES ne le fait pas
1. Réduction de la population observée, estimée, inférée, ou soupçonnée dans le passé ou,		Clause Ci mais ajouter (mais avec une possibilité de reprise)	Pourrait conduire à des inscriptions inappropriées
2. Déclin de la population projeté ou soupçonné dans l'avenir, sur la base de: a. l'observation directe b. un indice de l'abondance approprié pour le taxon c. une réduction de la superficie de l'habitat, étendue de l'aire où l'espèce est effectivement présente et/ou qualité de l'habitat d. les niveaux effectifs ou potentiel d'exploitation e. les effets de l'introduction de taxons, de l'hybridation, des agents pathogènes, des agents de pollution, des espèces concurrentes, ou des parasites		- - Cii - alinéa 1 Cii - alinéa 2 Cii - alinéa 3	Comment? Comment?
3. Critère retenu dans la CITES, mais non utilisé par l'UICN	-----	Cii - alinéa 4	Réduction du potentiel de reproduction
B. Petite aire de distribution et déclin ou fluctuation de la population Soit étendue de l'aire où l'espèce apparaît effectivement, soit étendue de l'habitat, et 2 des 3:conditions ci-après:	< 20 000 km ² < 2 000 km ²	Aire de répartition Ligne directrice 10 000 km ² et de 1 à 4	La CITES définit de façon stricte la ligne directrice à considérer pour la superficie à interpréter par espèce
1. Soit sévèrement fragmentée: (sous-populations isolées avec une probabilité réduite de recolonisation, si elles ont été jadis éteintes) soit connues pour exister en un certain nombre d'endroits	≤ 10	Bi	Ligne directrice de la CITES: 500 km ² ou moins pour chacune des sous-populations
2. Déclin ininterrompu dans l'une quelconque des aires ci-après: a. aire d'apparition b. aire effectivement occupée c. aire, étendue et/ou qualité de l'habitat d. nombre d'emplacements ou de sous-populations	proportion quelconque	Bi: alinéa 1 Bi: alinéa 1 Bi: alinéa 4 Biv - alinéa 2	la CITES spécifie un déclin observé, supposé ou projeté. Le taux de déclin correspond à celui indiqué en A ci-dessus.

Critères de l'UICN	Catégorie UICN 'Vulnérable'	Annexes 1-5 de la CITES 1994	Remarques
e. nombre d'individus parvenus à maturité		-	
3. Fluctuations de l'une quelconque des données ci-après: a. étendue sur laquelle l'espèce apparaît effectivement b. superficie de l'habitat c. nombre de sites ou de sous-populations d. nombre d'individus parvenus à maturité	> 1 ordre de grandeur.	1 ordre de grandeur en 2 ans ou moins Bii (aire de distrib.) " Bii (nombre de sous-pop.) -	
4. Critères figurant dans la CITES mais non mentionnés dans l'UICN	----	Biv - alinéa 3 (déclin du nombre d'individus). Biv - alinéa 5 (déclin du potentiel de reproduction). Biii (vulnérabilité élevée en raison des caractéristiques biologiques ou du comportement).	
C. Petit effectif de la population et faible déclin Nombre d'individus parvenus à maturité et 1 des 2 critères ci-après:	< 10 000	<5 000 et respect de l'un des critères ci-après	
1. taux de déclin rapide	10% en 10 ans or 3 générations	voir taux ci-dessus Ai	
2. déclin ininterrompu et soit: a. fragmenté; ou b. intéressant la totalité des individus d'une unique sous-population	n'importe quel taux de déclin enregistré toutes les sous-pop. ≤1000	Aii, aucun déclin nécessaire Aiii, aucun déclin nécessaire	CITES: petite sous-population
D. Population très réduite ou restreinte, soit:			
1. nombre d'individus parvenus à maturité; ou	< 1 000	Chiffre indicatif <5 000 et l'un des chiffres Ai - Av	CITES: chiffres faibles non suffisants à eux seuls.
2. la population est vulnérable.	aire d'habitation <100 km ² ou nombre de sites <5	Chiffre indicatif <10 000 km ² et un des critères Bi - Biv	CITES. L'aire de répartition réduite ne suffit pas à elle seule
E. Analyse quantitative , indiquant une probabilité minimum d'extinction en milieu naturel	10% in 100 ans	Pas d'équivalent CITES	

Annexe 3: Critères biologiques pour l'inscription des espèces dans l'Annexe 1 de la CITES (voir CITES COP 9.21, 1994, Annexe 1)

Critères biologiques pour l'Annexe 1

Les critères suivants doivent être lus parallèlement aux définitions, notes et lignes directrices données à l'Annexe 5.

Une espèce est considérée comme menacée d'extinction si elle remplit ou est susceptible de remplir **au moins l'un** des critères suivants.

- A. La population sauvage est petite et présente et présente **au moins l'une** des caractéristiques suivantes:
- i. un déclin observé, déduit ou prévu du nombre d'individus ou de la superficie et de la qualité de l'habitat; ou
 - ii. chaque sous-population est très petite, ou
 - iii. une majorité d'individus, au cours d'une ou de plusieurs phases biologiques, concentrés au sein d'une sous-population; ou
 - iv. des fluctuations importantes à court terme du nombre d'individus; ou
 - v. une grande vulnérabilité due à la biologie ou au comportement (notamment migratoire) de l'espèce.
- B. La population sauvage a une aire de répartition restreinte et présente **au moins l'une** des caractéristiques suivantes:
- i. elle est fragmentée ou ne se rencontre qu'en très peu d'endroits; ou
 - ii. des fluctuations importantes dans l'aire de répartition ou du nombre de sous-populations; ou
 - iii. une grande vulnérabilité due à la biologie ou au comportement (notamment migratoire) de l'espèce; ou
 - iv. une diminution observée, déduite ou prévue d'un des éléments suivants:
 - l'aire de répartition; ou
 - le nombre de sous-populations; ou
 - le nombre d'individus; ou
 - la superficie ou la qualité de l'habitat; ou
 - le potentiel reproducteur.
- C. Un déclin du nombre d'individus dans la nature, **soit**:
- i. en cours ou passé (mais avec la possibilité qu'il reprenne); ou
 - ii. déduit ou prévu sur la base de l'une quelconque des caractéristiques suivantes:
 - une diminution de la superficie ou de la qualité de l'habitat; ou
 - des niveaux ou modes d'exploitation; ou
 - des menaces résultant de facteurs extérieurs tels que les effets des agents pathogènes, des espèces concurrentes, des parasites, de prédateurs, de l'hybridation, des espèces introduites et ceux des toxines et des polluants; ou
 - une baisse du potentiel reproducteur.

D. L'état de l'espèce est tel que si elle n'est pas inscrite à l'Annexe I, il est probable qu'elle remplisse un ou plusieurs des critères énumérés ci-dessus dans une période de cinq ans.

Annexe 4: Suggestions en vue d'un niveau libellé des critères biologiques d'inscription des espèces sur la liste prévue à l'Annexe 1 de la CITES

Généralités

Les modifications suggérées au libellé des critères existants sont soulignées.

Nouveau libellé de l'Introduction à l'Annexe 1

Annexe 1

CRITÈRES BIOLOGIQUES POUR L'ANNEXE 1

Les critères ci-après doivent être considérés conjointement aux définitions, notes et lignes d'orientation figurant à l'Annexe 5.

Une espèce peut être considérée comme menacée d'extinction si elle satisfait ou est susceptible de satisfaire partiellement soit au Critère A soit au Critère B, en outre, une espèce est considérée comme menacée d'extinction si elle satisfait ou est susceptible de satisfaire au Critère C, et si et seulement si les données sont jugées insuffisantes* pour évaluer l'état des espèces dans l'optique des **deux** critères A et B.

Nouvelle définition du Critère A

La population sauvage est petite** (à titre indicateur [et non pas seuil] <5000), et elle présente **au moins une** des caractéristiques ci-après:

- i. un déclin observé, déduit ou prévu du nombre d'individus ou de la superficie et de la qualité de l'habitat; ou
- ii. le fait que chaque sous-population est très petite (chiffre indicatif [et non pas seuil], la plus grande sous-population** est <2000); ou
- iii. une majorité d'individus, pendant un ou plusieurs des stades de leur cycle biologique, se concentrent dans une unique sous-population; ou
- iv. d'importantes fluctuations à court terme du nombre d'individus; ou
- v. une haute vulnérabilité due à la biologie de l'espèce ou à son comportement (y compris l'émigration) sont enregistrables.

Observation:

Nous souhaitons vivement spécifier un effectif de population suffisamment petit pour justifier à lui seul l'inscription d'une espèce, indépendamment des données disponibles quant aux divers alinéas. En l'absence d'analyse quantitative nous ne proposons pas de "très petite" valeur arbitraire, mais nous soulignons que la ligne directrice devrait être interprétée assez généreusement et qu'une attention particulière devrait être portée aux espèces qui pourraient être hautement vulnérables au titre de Aiii) ou Av)

* sur la base d'un processus scientifique convenablement revu.

** Individus parvenus à maturité, et valeur considérée sur la base de 5% avec un moindre intervalle de confiance.

Nouvelle définition du Critère B

La population sauvage a une aire de distribution très limitée (chiffre indicateur [et non pas seuil], <10 000km²), elle est caractérisée par l'**un au moins** des aspects ci-après:

- i. la fragmentation ou la présence en très peu d'endroits; ou
- ii. des fluctuations importantes dans l'aire de répartition ou des fluctuations importantes du nombre de sous-populations;
- iii. une vulnérabilité élevée imputable à la biologie de l'espèce ou à son comportement (notamment migratoire); ou
- iv. une réduction observée, déduite ou prévue pour un quelconque des chiffres ci-après:

- l'aire de répartition; ou
- le nombre de sous-populations; ou
- le nombre d'individus; ou
- la superficie ou la qualité de l'habitat; ou
- le potentiel de reproduction.

Observations

Les préoccupations exprimées pour le Critère A s'appliquent aussi au Critère D et nous encourageons à en tenir soigneusement compte lorsqu'une espèce peut être hautement vulnérable au regard des critères B ii) ou B iii).

Nouveau libellé du Critère C

Un déclin du nombre d'individus dans la nature, **soit**:

- i. en cours ou passé (mais avec la possibilité qu'il reprenne);
- ii. déduit ou prévu sur la base de l'un quelconque des facteurs suivants:
 - une diminution de la superficie ou de la qualité de l'habitat;
 - des niveaux ou modes d'exploitation;
 - des menaces résultants de facteurs extérieurs tels que les effets des agents pathogènes, des espèces concurrentes, des parasites, des prédateurs, de l'hybridation, des espèces introduites et ceux des toxines et des polluants; ou
 - une baisse du potentiel reproducteur.

Critère D supplémentaire à prévoir

Il est ressorti de notre confrontation des critères de l'UICN et de la CITES qu'il pourrait y avoir intérêt à ajouter un critère supplémentaire, basé sur une analyse quantitative appropriée de la trajectoire de la population de l'espèce exploitée. Les détails d'un tel critère devraient être soigneusement mis au point étant donné la diversité des modèles utilisés pour décrire la dynamique des populations de poissons. Toutefois, un critère ainsi libellé:

"Si une analyse quantitative appropriée de la dynamique des populations de l'espèce indiquait une probabilité d'extinction d'au moins X % en Y années⁵, alors avis serait donné de

⁵ Là où x et y seraient appropriés pour l'espèce en cause et assureraient le degré désiré d'évitement du risque. La manière d'estimer des valeurs appropriées de x et de y est l'une des tâches sur lesquelles il faudra se pencher soigneusement avant qu'un tel critère ne soit adopté.

l'intention d'inscrire l'espèce sur la liste après que l'intervalle de (nombre d'années inférieure à Y) se soit écoulé. Cette intention d'inscrire l'espèce sur la liste pourrait être revue à n'importe quel moment pendant ledit intervalle, au cas où les parties intéressées seraient à même de démontrer que le déclin a été contrôlé ou bien qu'il s'est accéléré."

aurait plusieurs avantages. Il inciterait clairement les responsables de l'aménagement à prendre des mesures concrètes pour réduire la surexploitation *avant* que la population d'une espèce n'ait été réduite à un niveau comportant un risque d'extinction inacceptablement élevé. Il inciterait également les pays qui capturent l'espèce en cause à se conformer aux mesures d'aménagement et à fournir des données en vue d'assurer que l'on ait des preuves que le déclin a cessé et, en conséquence, autoriser à reprendre le commerce de l'espèce. Enfin, un tel critère permettrait de procéder à une réévaluation rapide s'il y avait des indications que la capture s'est accélérée pour "aller plus vite que l'interdiction", de manière à assurer une inscription plus rapide sur les listes si les pêcheurs étaient irresponsables.

Toutefois, nous notons que les dispositions actuelles du Critère D, appliquées à l'alinéa A i) sont probablement suffisantes pour permettre d'utiliser les résultats de modèles bien construits des populations comme base d'inscription sur les listes au titre de l'Annexe II.

Nouvel énoncé d'autres critères

Aucun changement est proposé à l'ancien Critère D ni aux critères applicables au commerce, ni à l'Annexe 3.

Annexe 5: Définitions, notes et lignes directrices telles que mentionnées dans CITES COP 9.21, 1994, Annexe 5

Aire de répartition

L'aire de répartition est définie comme le territoire limité par la ligne fictive ininterrompue la plus courte pouvant être tracée autour des zones (établies, déduites ou prévues) dans lesquelles une espèce est présente (déduction et prévision qui exigent néanmoins un maximum de rigueur et de prudence), à l'exclusion des cas de vagabondage. La région comprise à l'intérieur de ces frontières fictives exclura toutefois les zones étendues où l'espèce n'est pas présente. En d'autres termes, en définissant l'aire de répartition, il sera tenu compte du fait que la distribution spatiale de l'espèce peut être interrompue ou disjointe. Pour les espèces migratrices, l'aire de répartition est la plus petite zone essentielle, à chaque étape, pour la survie de ces espèces (par ex., aires de nidification d'une colonie ou aires de nourrissage de taxons migrateurs). Concernant les espèces faisant l'objet d'un commerce et pour lesquelles il existe des données permettant une estimation, il s'est avéré qu'une superficie inférieure à 10 000 km² constitue un chiffre indicatif (et non pas limite) d'une aire de répartition restreinte. Toutefois, ce chiffre est présenté à titre d'exemple, puisqu'il est impossible de donner une valeur numérique applicable à tous les taxons. Dans de nombreux cas, ce chiffre indicatif n'est pas utilisable.

Déclin

Un déclin est une réduction du nombre d'individus, ou une diminution de l'aire de répartition - dont les causes sont soit inconnues, soit mal contrôlées. Un déclin n'est pas nécessairement en cours. En règle générale, les fluctuations naturelles ne sont pas considérées comme un déclin, mais un déclin peut être considéré comme faisant partie d'une fluctuation naturelle à condition d'en faire la preuve. Un déclin qui résulte d'un programme de prélèvement entraînant une réduction de la population à un niveau planifié, non préjudiciable à la survie de l'espèce, n'est pas couvert par le terme "déclin". Concernant les espèces faisant l'objet d'un commerce et pour lesquelles il existe des données permettant une estimation, il s'est avéré qu'une diminution totale égale ou supérieure à 50 % en l'espace de 5 ans ou de deux générations, la plus longue de ces deux périodes étant retenue, constitue un chiffre indicatif (et non pas limite) d'un déclin. Un chiffre indicatif (et non pas limite) de ce que constitue un déclin d'une petite population sauvage pourrait être un total de 20% ou plus en dix ans ou sur trois générations - la valeur la plus longue étant retenue. Toutefois, ces deux chiffres sont présentés à titre d'exemples, puisqu'il est impossible de donner des valeurs quantitatives applicables à tous les taxons. Dans de nombreux cas, ces chiffres indicatifs ne sont pas utilisables.

Fluctuations importantes

On parle de fluctuations importantes pour des espèces dont la population ou l'aire de répartition varie considérablement, rapidement et fréquemment, et lorsque cette variation dépasse une ampleur de facteur dix. Concernant les espèces faisant l'objet d'un commerce et pour lesquelles il existe des données permettant une estimation, il s'est avéré qu'une durée égale ou inférieure à deux ans constitue un chiffre indicatif (et non pas limite) d'une fluctuation à court terme. Toutefois, ce chiffre est présenté à titre d'exemple, puisqu'il est impossible de donner une valeur numérique applicable à tous les taxons. Dans de nombreux cas, ce chiffre indicatif n'est pas utilisable.

Fragmentation

Il y a fragmentation lorsque la plupart des individus d'un taxon vivent en petites sous-populations relativement isolées, ce qui augmente la probabilité d'extinction de ces sous-populations et limite leurs possibilités de rétablissement. Concernant les espèces faisant l'objet d'un commerce et pour lesquelles il existe des données permettant une estimation, il s'est avéré qu'une aire de répartition égale ou inférieure à 500 km² pour chacune des sous-populations constitue un chiffre indicatif (et non pas limite) d'une fragmentation. Toutefois, ce chiffre est présenté à titre d'exemple, puisqu'il est impossible de donner une valeur numérique applicable à tous les taxons. Dans de nombreux cas, ce chiffre indicatif n'est pas utilisable.

Génération

On mesure une génération à l'âge moyen des parents dans une population; la durée d'une génération dépassera toujours l'âge de la maturité, sauf dans le cas d'espèces qui ne se reproduisent qu'une seule fois au cours de leur vie.

Longue période

Le sens de cette expression variera en fonction des caractéristiques biologiques de l'espèce. Le choix de la période dépendra de la courbe observée des fluctuations naturelles de l'abondance de l'espèce, ainsi que de la conformité du nombre de spécimens prélevés à l'état sauvage avec un programme de prélèvement durable, fondé sur ces fluctuations naturelles.

Menacée d'extinction

L'expression "menacée d'extinction" est définie par l'annexe 1. La vulnérabilité d'une espèce aux menaces d'extinction dépend de sa dynamique de population et de ses caractéristiques biologiques telles que la taille du corps, le niveau trophique, le cycle de vie, les exigences en matière de structure de reproduction ou de structure sociale pour garantir le succès de la reproduction, et de la vulnérabilité résultant du comportement grégaire, des fluctuations naturelles de la taille de population (en durée et en ampleur) et des modes de vie (sédentarité/migration). Il est donc impossible de donner des valeurs numériques pour la taille de la population ou la superficie de l'aire de répartition qui soient valables pour tous les taxons.

Présumée éteinte

Une espèce est présumée éteinte lorsque des études exhaustives faites dans son habitat connu et/ou suspecté, aux moments appropriés (dans la journée, la saison, l'année) dans toute son aire de répartition historique, n'ont pas permis d'observer un seul individu. Avant qu'une espèce soit déclarée présumée éteinte, des études devraient être faites dans un cadre temporel correspondant au cycle biologique et à la forme de vie de l'espèce.

Population

La population est le nombre total d'individus de l'espèce (telle que définie par l'Article I de la Convention). Dans le cas d'espèces biologiquement dépendantes d'autres espèces durant tout ou partie de leur cycle de vie, les valeurs biologiques appropriées de l'espèce hôte devraient être choisies. Concernant les espèces faisant l'objet d'un commerce et pour

lesquelles il existe des données permettant de faire une estimation, il s'est avéré qu'un chiffre inférieur à 5000 individus constitue un chiffre indicatif (et non pas limite) d'une petite population sauvage. Toutefois, ce chiffre est présenté à titre d'exemple, puisqu'il est impossible de donner une valeur numérique applicable à tous les taxons. Dans de nombreux cas, ce chiffre indicatif n'est pas utilisable.

Sous-populations

Les sous-populations sont les groupes géographiquement ou autrement séparés d'une population, entre lesquels il y a peu d'échanges. Concernant les espèces faisant l'objet d'un commerce et pour lesquelles il existe des données permettant de faire une estimation, il s'est avéré qu'un chiffre inférieur à 500 individus constitue un chiffre indicatif (et non pas limite) d'une très petite sous-population. Toutefois, ce chiffre est présenté à titre d'exemple, puisqu'il est impossible de donner une valeur numérique applicable à tous les taxons. Dans de nombreux cas, ce chiffre indicatif n'est pas utilisable.

Annexe 6: Glossaire

Anadrome	Poissons qui passent leur vie adulte dans la mer mais remontent les cours d'eau vers les frayères des eaux douces où ils se reproduisent. Opp.=catadromes
Analyse de viabilité des populations	AVP: terme actuellement utilisé pour désigner une famille d'analyses visant à estimer le risque d'extinction d'une espèce. Expression appliquée à une série de modèles utilisés pour l'analyse des populations, qui ont en commun le fait que des trajectoires stochastiques des populations sont projetées dans l'avenir, sur la base des connaissances actuelles sur les calendriers de mortalité et de fécondité, et de scénarios de conditions futures possibles (Groom et Pascal 1998).
Benthique	Un organisme benthique est un organisme fixé ou reposant sur le fond, ou vivant sur les sédiments du fond.
Biodiversité	Variété et variabilité que présentent des organismes vivants de toutes origines y compris, entre autres, des écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et complexes écologiques dont ils font partie; la biodiversité englobe la diversité à l'intérieur des espèces, entre les espèces et celle des écosystèmes. Les indices de diversité sont des mesures de l'abondance (nombre des espèces dans un système) et, dans une certaine mesure, de l'uniformité (variances de l'abondance locale des espèces). Ils ne disent donc rien sur les substitutions entre espèces qui peuvent toutefois refléter des stress subis par les écosystèmes (par exemple en raison d'une forte intensité de pêche).
Captures accessoires	Espèces capturées dans une pêcherie dont les opérations sont axées sur d'autres espèces ou sur une catégorie de tailles différentes de la même espèce. Cette partie des captures accessoires qui n'a pas de valeur pour l'homme est éliminée et rejetée à la mer, habituellement morte ou en train de mourir.
Dépendance à l'égard de la densité	Dépendance du mode de reproduction et des fonctions de reproduction à l'égard de la densité de la population (<i>Dictionnaire Webster</i>).
Dépensation	Phénomène selon lequel lorsqu'une population diminue, elle atteindra un point où le taux de mortalité, causé par exemple par la prédation, sera supérieur au taux de production de la population. Une fois ce point atteint, à moins que les conditions ne changent, la population continuera à décliner jusqu'au moment où elle disparaîtra.
Diadrome	Particularité d'un poisson qui migre entre les eaux salées et les eaux douces (<i>Dictionnaire Webster</i>).
Endémique	Espèce restreinte à une région ou un site spécifique.
Éradiquer	Détruire complètement (par exemple balayer complètement); exterminer (<i>Dictionnaire Webster</i>).
Espèces visées	Espèces principalement recherchées par les pêcheurs dans une pêcherie particulière. Espèces qui font l'objet d'un effort de pêche dirigé à l'intérieur d'une pêcherie. Il peut y avoir des espèces cibles primaires ou secondaires.
Estuarien	Concernant, ou formé dans, un estuaire (par exemple courants estuariens, animaux estuariens) (<i>Dictionnaire Webster</i>). Appartenant à un estuaire (embouchure d'un cours d'eau), zone dans laquelle l'eau de mer est considérablement diluée par des eaux douces provenant des cours d'eau.
Éteint	Qui n'existe plus (par exemple un animal éteint) (<i>Dictionnaire Webster</i>)
Fécondité	En général, capacité potentielle de reproduction d'un organisme ou d'une population exprimée en nombre d'oeufs (ou d'alevins) produits pendant chaque cycle de reproduction. La fécondité augmente habituellement avec l'âge.
Fragmentation	Se dit des populations ou des aires de distribution.
Lek (système de reproduction)	Zone où se rassemblent les animaux pour se faire la cour (<i>Dictionnaire Webster</i>).
Matrices de Leslie/Lefkowitz	Matrice qui inclut les taux de fécondité et de survie par classe d'âge uniforme (Leslie) ou variable (Lefkowitz) d'une population, permettant la projection des effectifs d'une population par classe d'âge avec le passage du temps.

Mortalité par pêche	Expression mathématique de la proportion de morts parmi les poissons imputables à la pêche. La mortalité par pêche est souvent exprimée sous forme d'un taux indiquant le pourcentage de la population capturée par année; par exemple un taux de mortalité par pêche de 0,2 implique qu'approximativement 20% de la population moyenne seront prélevés chaque année par suite de la pêche.
Ontogénie	Développement ou processus de développement, spécialement d'un organisme individuel (<i>Dictionnaire Webster</i>). Succession des stades de la vie.
Points de référence biologique	Un point de référence biologique indique un état particulier (biologique) d'un indicateur d'une ressource halieutique correspondant à une situation jugée désirable (point de référence cible, PRC) ou indésirable et nécessitant une action immédiate (point de référence limite, PRL, et point de référence seuil, ThRP)
Productivité	A trait au taux de naissance, de croissance et de mortalité d'un stock. Un stock hautement productif est caractérisé par des taux de naissance, de croissance et de mortalité élevés et, en conséquence, un renouvellement élevé et un rapport élevé production/biomasse (P/B). Semblables stocks peuvent habituellement supporter des taux d'exploitation plus élevés et, s'ils sont épuisés, ils peuvent se reconstituer plus rapidement que des stocks comparativement moins productifs.
Résilient	Se dit d'un système naturel ou pour une espèce. Capable de reconstitution après des bouleversements.
Stochasticité démographique	Variabilité naturelle (ou caractère aléatoire ou probabiliste) des processus démographiques (par exemple petites sous-populations produisant seulement des mâles et donc en train de disparaître).
Stochasticité environnementale	Variabilité naturelle (ou caractère aléatoire ou probabiliste) des processus environnementaux.
Stochastique	Aléatoire; supposant une variable aléatoire (par exemple un processus stochastique). Avec un certain degré de hasard ou probabilité (syn.: probabiliste) (<i>Dictionnaire Webster</i>).
Stock	<p>1. En théorie, un stock unitaire comprend tous les individus d'une population de poissons se trouvant dans une zone qui sont englobés dans le même processus reproductif. Un stock est autonome et il n'y a pas d'émigration ou immigration d'individus. Pour des raisons pratiques toutefois, une fraction du stock unitaire est considéré comme un "stock" aux fins de l'aménagement (ou comme une unité d'aménagement), tant que les résultats des évaluations et de l'aménagement restent suffisamment proches de ce qu'il serait pour le stock unitaire.</p> <p>2. Groupe d'individus d'une espèce occupant un espace bien défini indépendant d'autres stocks de la même espèce. Une dispersion aléatoire et des migrations dirigées dues à une activité saisonnière ou reproductrice peuvent se produire. Un tel stock peut être considéré comme une entité aux fins de l'aménagement ou de l'évaluation. Certains espèces forment un stock unique (par exemple, le thon rouge du sud) tandis que d'autres sont composées de plusieurs stocks (par exemple le germon de l'océan Pacifique comprend des stocks distincts du nord et du sud). L'incidence de la pêche sur une espèce particulière ne peut pas être déterminée si l'on ne connaît pas cette structure du stock.</p>
Taux d'exploitation	Appliqué à un stock de poisson, c'est la proportion de l'effectif ou la proportion de la biomasse prélevée par la pêche. Un taux d'exploitation de 10% signifie que 10% du stock disponible sont récoltés dans l'intervalle de temps considéré (par année, par mois, etc.). En tant que mesure de la pression d'exploitation par pêche, il est proportionnel à la mortalité par pêche.
Taux intrinsèque d'accroissement	Taux proportionnel d'accroissement d'une population à des effectifs très faibles ou à une biomasse très faible où les effets dépendant de la densité sont négligeables. Il représente par conséquent le taux de croissance proportionnel moyen maximum de la population.