



Lignes directrices pour l'application des critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN

L.M. Bland, D.A. Keith, R.M. Miller, N.J. Murray et J.P. Rodríguez
(éd)

Version 1.0



UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE



La terminologie géographique employée dans cet ouvrage, de même que sa présentation, ne sont en aucune manière l'expression d'une opinion quelconque de la part de l'UICN sur le statut juridique ou l'autorité de quelque pays, territoire ou région que ce soit, ou sur la délimitation de ses frontières. Les opinions exprimées dans cette publication ne reflètent pas nécessairement celles de l'UICN.

Publié par : UICN, Gland, Suisse

Droits d'auteur: © 2016, Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources.

Les *Lignes directrices pour l'application des critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* est une publication en libre accès sous licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification (CC BY-NC-ND 4.0).

La reproduction de cette publication à des fins non commerciales, notamment éducatives, est permise sans autorisation écrite préalable du détenteur des droits d'auteur à condition que la source soit dûment citée.

La reproduction de cette publication à des fins commerciales, notamment en vue de la vente, est interdite sans autorisation écrite préalable du détenteur des droits d'auteur.

Citation : Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J. and Rodríguez, J.P. (éd.) (2016). *Lignes directrices pour l'application des critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN: Version 1.0*. Gland, Suisse: IUCN. ix + 114pp. Originellement publié en tant que *Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0* (Gland, Suisse: IUCN, 2016)

ISBN : 978-2-8317-1769-2

DOI : <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.RLE.1.fr>

Photos de première de couverture : © R Ferrari Legorreta, © RM Miller, © NJ Murray

Traduction : Victoria Zurita

Revue de traduction : Aurélien Carre

Toutes les photographies utilisées dans cette publication restent la propriété du détenteur original des droits d'auteur (voir les légendes individuelles pour plus de détails). Les photographies ne peuvent être ni reproduites ni utilisées dans d'autres contextes sans l'autorisation écrite du détenteur des droits d'auteur.

Disponible auprès de :

UICN (Union internationale pour la conservation de la nature)
Programme de Gestion des Écosystèmes
Commission Gestion des Écosystèmes
Rue Mauverney 28
1196 Gland
Suisse
Tel +41 22 999 0000
Fax +41 22 999 0002
www.iucn.org/publications

Ces lignes directrices sont disponibles gratuitement en ligne sur <https://portals.iucn.org/library/node/45794> et sur le site web de la Liste Rouge des Écosystèmes (www.iucnrl.org). Ces lignes directrices ont été conçues comme un document vivant et seront mises à jour périodiquement. Vous pouvez soumettre vos commentaires et suggestions sur <http://iucnrl.org/work-with-us/contact-us/>.

De nombreux experts du monde entier ont participé au développement de ces lignes directrices. La liste complète des contributeurs se trouve dans l'annexe 1.

Table de matières

Table de matières	3
Résumé opérationnel.....	5
Remerciements.....	7
Acronymes	10
Définition des termes	11
1. Introduction	12
1.1 Objectifs de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN	12
1.2 Développement de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN	13
1.3 Gouvernance de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN	14
1.3.1 Le Comité de pilotage	14
1.3.2 Le Comité sur les standards scientifiques	15
1.4 Structure des lignes directrices	17
2. Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN	18
3. Fondements scientifiques	20
3.1 Types d'écosystème : unités d'évaluation.....	20
3.1.1 Typologies des écosystèmes	20
3.1.2 L'influence de l'échelle	21
3.2 Effondrement des écosystèmes	24
3.2.1 Définir l'effondrement des écosystèmes.....	24
3.2.2 Incertitudes dans les stades finaux pour les évaluations de risque	28
3.3 Protocole pour l'évaluation de risque	31
3.3.1 Période d'évaluation	32
3.3.2 Seuils de déclin	33
3.3.3 Standards des preuves et gestion des incertitudes.....	34
4. Processus d'évaluation.....	38
4.1 Zone d'évaluation.....	39
4.2 Décrire les unités d'évaluation.....	40
4.2.1 Classification	41
4.2.2 Distribution spatiale	42
4.2.3 Biote indigène caractéristique	42
4.2.4 Environnement abiotique	44
4.2.5 Processus et interactions	46
4.2.6 Menaces	50
4.2.7 Décrire les états d'effondrement	54
4.3 Évaluer les critères	54
4.4 Résultats des évaluations.....	55
4.4.1 Gérer l'incertitude	57
4.5 Documentation.....	57
5. Critères et menaces.....	59
5.1 Critère A. Réduction de la distribution spatiale	60
5.1.1 Théorie.....	60
5.1.2 Seuils et sous-critères	60
5.1.3 Application	60

5.2 Critère B. Distribution géographique restreinte	66
5.2.1 Théorie.....	66
5.2.2 Seuils et sous-critères	66
5.2.3 Application	67
5.3 Critère C. Dégradation environnementale	73
5.3.1 Théorie.....	73
5.3.2 Seuils et sous-critères	73
5.3.3 Application	73
5.4 Critère D. Perturbation des processus et interactions biotiques.....	81
5.4.1 Théorie.....	81
5.4.2 Seuils et sous-critères	81
5.4.3 Application	82
5.5 Critère E. Analyse de risque quantitative	87
5.5.1 Théorie.....	87
5.5.2 Seuils	87
5.5.3 Application	87
6. Révision par les pairs et publication	94
7. Références.....	95
Annexe 1. Liste de contributeurs	107
Annexe 2 : Critères de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN, Version 2.1.....	109
Annexe 3. Les codes de couleur	112

Résumé opérationnel

La Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN est un nouveau cadre mondial pour surveiller l'état des écosystèmes. Elle fait partie d'une boîte à outils toujours en expansion qui sert à évaluer les risques encourus par la biodiversité et qui a pour but de servir d'appui aux politiques de conservation de la nature, à l'utilisation des ressources naturelles et aux décisions managériales en identifiant les écosystèmes qui présentent un risque élevé de perte de biodiversité. En ciblant un niveau d'organisation biologique supérieur à celui des espèces, la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN est un complément pour la Liste Rouge des Espèces Menacées. Les critères et catégories de la *Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* ont été conçus pour être appliqués amplement à tous les types d'écosystème et régions géographiques de façon transparente et rigoureuse afin d'être compris facilement par les décideurs et le grand public.

Les critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN

Les fondements de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN reposent sur les *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*, cinq critères et huit catégories qui fournissent une méthode cohérente pour évaluer le risque d'effondrement des écosystèmes. Les huit catégories de risque sont : Effondré (CO), En Danger Critique (CR), En Danger (EN), Vulnérable (VU), Quasi Menacé (NT), Non Concerné (LC), Données insuffisantes (DD) et Non Évalué (NE).

Le protocole de la Liste Rouge des Écosystèmes est composé de cinq critères fondés sur des règles (A-E) qui assignent les écosystèmes à une catégorie de risque. Deux de ces critères évaluent les symptômes spatiaux d'effondrement : réduction de la distribution spatiale (A) et étendue restreinte (B). Deux critères évaluent les symptômes fonctionnels d'effondrement : dégradation de l'environnement (C) et perturbation des processus et interactions biotiques (D). Enfin, plusieurs menaces peuvent s'intégrer à un modèle de simulation de dynamique des écosystèmes qui produise des estimations quantitatives du risque d'effondrement (E). Ces lignes directrices contiennent dans chacune des sections des explications exhaustives qui servent d'appui à l'application de chacun des cinq critères, y compris des informations sur les théories pertinentes, seuils et exemples.

Application et normes en matière de documentation

Les lignes directrices ont pour vocation d'assurer l'implémentation correcte des *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* en fournissant des informations sur le développement du protocole et en présentant une vue d'ensemble détaillée des fondements scientifiques qui sous-tendent les critères et catégories. Les lignes directrices définissent les unités d'évaluation (types d'écosystème) et l'effondrement des écosystèmes, observent l'influence de l'échelle d'évaluation et expliquent la structure du protocole d'évaluation de risque. Les lignes directrices fournissent aussi des définitions détaillées des termes employés dans les *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*.

Les lignes directrices visent à soutenir la mise en pratique des *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* à toutes les échelles d'évaluation : infranationale, nationale, régionale et mondiale. C'est pourquoi les lignes directrices ébauchent les étapes nécessaires pour définir les zones d'évaluation et les unités évaluées, appliquer les critères et préparer la documentation relative aux évaluations afin qu'elles soient soumises aux évaluations par les paires en vue d'une publication. Toutes ces étapes sont illustrées par des

exemples qui incluent un large éventail de types d'écosystème, localisations géographiques et niveaux de disponibilité des données.

L'avenir de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN

Le programme de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN évaluera l'état global des écosystèmes terrestres, marins d'eau douce et souterraines de la planète. Le programme vise de plus à soutenir le développement de listes rouges nationales et régionales, qui appuient la planification en matière de conservation et de développement durable. Pour plus d'information sur la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN [veuillez consulter le site web de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN \(www.iucnrle.org\)](http://www.iucnrle.org).

Remerciements

L'UICN remercie très sincèrement les centaines de scientifiques et praticiens dévoués qui, depuis 2008, contribuent au développement scientifique et à la mise à l'épreuve des *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes*. Ensemble, ces experts ont participé à une cinquantaine de rencontres et ateliers dans une vingtaine de pays partout dans le monde et ils ont transmis à distance leurs suggestions et commentaires. Nous leur sommes très fortement redevables. Les contributeurs clés sont listés sur l'annexe 1.

Le processus à l'origine du développement des critères de la Liste Rouge des Écosystèmes a été lancé avec la résolution 4.020 lors du quatrième Congrès Mondial de la Nature en 2008. Il a été par la suite consolidé par la Résolution 5.055, adoptée par le cinquième Congrès Mondial de la Nature en 2012. Ce processus a abouti à l'adoption des *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* en mai 2014. Des informations supplémentaires à propos du développement de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN sont disponibles dans la section 1.2.

Le travail sur la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN a été rendu possible grâce au soutien généreux de l'Agence Française de Développement, de l'Australian Research Council, de Conoco-Philips, de l'Ambassade des Pays-Bas au Brésil, de la Commission Européenne, de la Gordon and Betty Moore Foundation, du Comité National de l'UICN aux Pays-Bas, du Secrétariat de l'UICN, de la Commission Gestion des Écosystèmes de l'UICN, de la MAVA Foundation, de la New South Wales Office of Environment and Heritage et du South Australian Department of Environment, Water and Natural Resources.

Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN

Site web : www.iucnrle.org

Comité de pilotage :

Jon Paul Rodríguez, Président, Comité de pilotage
David A. Keith, Président, Comité sur les standards scientifiques
Edmund G. Barrow
Thomas M. Brooks
Rebecca M. Miller
Emily Nicholson
María A. (Tina) Oliveira-Miranda
Piet Wiet

Membres :

Cambridge, UK	Rebecca M. Miller, Coordinatrice senior du programme Liste Rouge des Écosystèmes
Caracas	María A. (Tina) Oliveira-Miranda, Responsable scientifique
Gland	Kaia Boe, Responsable du programme Sciences sociales et écosystèmes
Nairobi	Edmund G. Barrow, Directeur, Programme mondial de gestion des écosystèmes

Commission Gestion des Écosystèmes de l'UICN (2013-2016)

Site web : www.iucn.org/about/union/commissions/cem/

Comité de pilotage :

Piet Wit, Président
Dominique Noome, Assistant du Président
Angela Andrade, Vice présidente
Birguy Lamizana, Vice présidente Drylands et Capacité bâtiment
Said Damhoureyeh, Vice président
Kelvin Passfield, Vice président Écosystèmes côtiers et marins
Steve Edwards, Vice président Résilience et apprentissage social

Group thématique de la Liste Rouge des Écosystèmes :

Jon Paul Rodríguez, Animateur
David A. Keith, Co-animateur

À propos de l'UICN

L'UICN est une union démocratique composée exclusivement d'organisations gouvernementales et de la société civile. Elle fournit aux organisations privées, publiques et non-gouvernementales les savoirs et outils nécessaires pour encourager le progrès humain, le développement économique et la conservation de la nature de façon harmonieuse.

Créée en 1948, l'UICN est aujourd'hui le réseau environnemental global le plus étendu et le plus divers du monde. Elle s'appuie sur les savoirs, les ressources et la portée de 1300 organisations membres et d'environ 15000 membres. Elle se trouve parmi les premiers

fournisseurs de données, évaluations et analyses relatives à la conservation. La diversité de ses organisations membres permet à l'UICN de remplir le rôle de matrice et dépositaire fiable des meilleures pratiques, outils et standards internationaux.

L'UICN crée un espace neutre au sein duquel les différentes parties prenantes, y compris des gouvernements, ONG, scientifiques, entreprises, communautés locales, organisations des peuples indigènes et d'autres encore peuvent travailler ensemble pour forger et implémenter des solutions aux défis environnementaux et parvenir au développement durable.

Travaillant de concert avec de nombreux partenaires et collaborateurs, l'UICN met à l'œuvre un portefeuille vaste et varié de projets de conservation dans le monde entier. Ces projets, qui combinent les dernières avancées scientifiques avec les savoirs traditionnels des communautés locales, visent à inverser la perte des habitats, à restaurer les écosystèmes et à améliorer le bien-être humain. www.uicn.org

Acronymes

Acronyme	Définition
AOO	Zone d'occupation
ARD	Taux absolu de déclin
CGE	Commission de la gestion des écosystèmes de l'UICN
CO	Effondré
CR	En Danger Critique
DD	Données Insuffisantes
EN	En Danger
EOO	Zone d'occurrence
GEMP (PMGE)	Programme Mondial de gestion des écosystèmes de l'UICN
GSP (PME)	Programme Mondial des espèces de l'UICN
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
LC	Préoccupation Mineure
NE	Non Évalué
NT	Quasi Menacé
PRD	Taux proportionnel de déclin
LRE	Liste Rouge des Écosystèmes
LREM	Liste Rouge des Espèces Menacées de l'UICN
SSC	Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN
VU	Vulnérable

Définition des termes

Terme	Définition
Zone d'évaluation	Définit les limites de l'implémentation de l'évaluation
Zone d'occupation	La Zone d'occupation (AOO) est une mesure standardisée de la zone occupée par un écosystème.
Biote indigène caractéristique	Traits biologiques qui déterminent l'identité d'un type d'écosystème et les distinguent les uns des autres. Le biote indigène caractéristique comprend également les éléments moteurs des fonctions et dynamiques d'un écosystème, par exemple, processus écologiques, espèces ingénieurs, composants structurants des réseaux trophiques, éléments ayant une importance fonctionnelle unique, interactions clés entre les espèces.
Déclin continu	Un déclin graduel ou épisodique dans la distribution ou dans les processus écologiques qui se poursuivra très probablement dans l'avenir. Son ampleur et ses effets sur la capacité de l'écosystème à conserver son biote indigène caractéristique sont significatifs.
Effondrement	L'effondrement implique la transformation de l'identité d'un type d'écosystème, la perte de ses traits caractéristiques et son remplacement par un type d'écosystème différent.
Zone d'occurrence	La Zone d'occurrence (EOO) est une mesure standardisée de l'aire à l'intérieure de laquelle existent toutes les occurrences d'un type d'écosystème.
Type d'écosystème	Unité d'évaluation.
Distribution géographique	La distribution géographique représente toutes les occurrences spatiales d'un type d'écosystème.
Taille de grain	La taille de l'unité spatiale (par exemple des maille, le segment de polygone) utilisé pour mesurer une distribution.
Localité	Zone particulière définie selon des critères géographiques ou écologiques, au sein de laquelle une seule menace peut affecter rapidement l'intégralité de l'écosystème évalué.
Sévérité relative	Intensité de la modification de l'environnement abiotique ou des interactions et processus biotiques d'un écosystème (critères C et D), liée à une menace donnée et mesurée en fonction du seuil d'effondrement pour la variable abiotique ou biotique en jeu.
Étendue spatiale	L'aire totale de la distribution géographique d'un écosystème estimée selon une métrique spécifique.
Résolution temporelle	Les unités de temps qui permettent de mesurer les tendances.
Échelle thématique	Mesure des similitudes entre les traits de différents types d'écosystème. Peut être représentée par les différents niveaux d'une classification hiérarchique.
Période d'évaluation	La période totale pendant laquelle les changements des écosystèmes sont évalués.

1. Introduction

La Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN a été développée afin de promouvoir un cadre mondial cohérent pour surveiller l'état des écosystèmes (Keith *et al.* 2015). Elle fait partie d'une boîte à outils toujours en expansion qui a sert à évaluer les risques encourus par la biodiversité et à soutenir les stratégies de conservation, l'utilisation des ressources naturelles et les décisions de gestion en identifiant les écosystèmes qui présentent les risques les plus élevés de perte de biodiversité. En visant un niveau d'organisation biologique supérieur à celui des espèces, la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN représente un complément à la Liste Rouge des Espèces Menacées de l'UICN (UICN 2015). Ensemble, les deux listes permettent d'évaluer de façon simultanée la biodiversité à grande et à petite échelle. Une approche combinée est plus à même d'aboutir à des mesures de conservation compréhensives, efficaces et représentatives. Cela représente aussi un progrès en ce qui concerne la surveillance de l'état de la biodiversité dans la planète.

Les fondements de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN reposent sur les Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN (Annexe 2) : un ensemble de cinq critères et de seuils quantitatifs leur correspondant, qui fournissent une méthode réitérable et cohérente pour évaluer et hiérarchiser les risques d'effondrement des écosystèmes (Rodríguez *et al.* 2015 ; Keith *et al.* 2013). La création d'une méthode d'évaluation qui soit précise et en même temps applicable à tous les types d'écosystème pouvant être inclus dans la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN est un des défis majeurs pour le programme Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN. Ces lignes directrices fournissent l'information nécessaire pour relever le défi.

Ces lignes directrices ont pour vocation d'orienter les usagers dans l'implémentation correcte des Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN. Elles accompagnent les experts dans toutes les étapes du processus d'évaluation de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN, de la compréhension des fondements scientifiques du protocole à la clôture des évaluations en vue d'une publication. Elles fournissent des informations quant au développement du protocole (Section 1) et présentent également une vue d'ensemble détaillée des fondements scientifiques qui sous-tendent le développement des critères et catégories (Sections 2 et 3). Ces lignes directrices ébauchent les étapes à suivre pour définir les zones et les unités d'évaluation et les processus écosystémiques essentiels qui permettront la juste application des cinq critères (Section 4). De plus, ces lignes directrices contiennent des développements exhaustifs à propos de chacun des cinq critères, y compris des informations sur les théories pertinentes, les seuils et l'application de chaque critère (Section 5). Enfin, les procédures pour préparer une évaluation aux révisions par les pairs en vue de publication sont décrites (Section 6).

1.1 Objectifs de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN

Le but premier de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN (LRE) est le soutien des stratégies de conservation dans l'utilisation des ressources naturelles et dans les décisions de gestion, en identifiant les écosystèmes qui présentent le risque le plus élevé de perte de biodiversité (Keith *et al.* 2013 ; Keith *et al.* 2015). L'évaluation du risque relatif de perte de biodiversité au niveau des écosystèmes permet à la LRE d'expliquer des processus écologiques à grande échelle ainsi que les interactions et relations de dépendance entre les espèces (Keith *et al.* 2015). De plus, la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN fait la lumière sur des espèces ordinaires qui déterminent l'identité de nombreux écosystèmes, participent à des interactions clés en même temps qu'un grand nombre d'espèces occurrentes et peuvent avoir une influence majeure sur la forme des écosystèmes et leurs

fonctions (Gaston et Fuller, 2008). Afin d'atteindre ces buts fondamentaux, les critères et catégories ont été conçus pour être :

1. Une méthode standardisée pour évaluer et comparer les risques d'effondrement des écosystèmes.
2. De compréhension facile pour les décideurs et le grand public.
3. Transparents, objectifs et scientifiquement rigoureux.
4. Applicables aux systèmes terrestres, marins, d'eaux douces et souterrains.
5. Applicables à toutes les échelles, locales et mondiales.
6. Flexibles, pouvant traiter des données de qualité et d'étendue variables
7. Cohérents et compatibles avec la Liste Rouge des Espèces Menacées de l'UICN.

Bien que le but premier de la LRE concerne principalement la conservation de la biodiversité, les données associées à la LRE peuvent informer toute une série d'activités, y compris la gestion durable des services écosystémiques. Une telle application nécessite d'habitude des outils supplémentaires afin d'obtenir les résultats recherchés en matière de planification (Keith *et al.* 2015).

1.2 Développement de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN

Bien que le souhait de créer une liste rouge mondiale des écosystèmes existe depuis longtemps au sein de l'UICN (Rodríguez *et al.* 2012a), l'adoption de la résolution 4.020 à propos des *Seuils quantitatifs pour les catégories et critères applicables aux écosystèmes menacés* (Quatrième Congrès mondial de la nature, Barcelone, 2008) a promu activement le développement de critères et catégories officiels. La résolution prie à l'UICN « d'engager un processus de consultation pour l'élaboration, la mise en œuvre et le suivi d'une norme mondiale pour l'évaluation de l'état des écosystèmes, applicable aux niveaux local, régional et mondial. » Au cours des quatre années suivantes et grâce à la contribution significative de scientifiques, de gouvernements et d'experts de la conservation, le Groupe thématique de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN, appartenant à la Commission de la gestion des écosystèmes (CGE), a rédigé un ensemble préliminaire de critères (Version 1.0. Rodríguez *et al.* 2011). Les critères ont ensuite été diffusés et mis à l'épreuve partout dans le monde par plusieurs partenaires externes, avec la collaboration du Programme mondial de gestion des écosystèmes de l'UICN (PMGE).

Ce processus de consultation mondiale mené par la CGE a entraîné des avancées substantielles dans les connaissances scientifiques qui sous-tendent la LRE. Le processus a abouti à une révision extensive de la littérature relative aux structures et au fonctionnement des écosystèmes et de la documentation portant sur les fondements théoriques des critères de la LRE. Il a également permis le développement d'un modèle pour l'évaluation du risque des écosystèmes, ainsi que l'application de ce nouveau modèle à une vingtaine d'écosystèmes de par le monde (Keith *et al.* 2013). La version révisée des Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes (Keith *et al.* 2013) a été raffinée suite à l'application des critères à d'autres études de cas dont la portée inclut désormais de nombreux types d'écosystème sur tous les continents (Keith *et al.* 2015 ; Keith, 2015).

Le cinquième Congrès mondial de la nature (Jeju, 2012) a adopté la résolution 5.055 à propos de l'*Intégration de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*, laquelle reconnaît les progrès accomplis dans le développement de la LRE et appelle le Conseil de l'UICN à « prendre les dispositions nécessaires en vue de l'approbation formelle des catégories et critères en tant que protocole d'analyse officiel des données de l'UICN à l'usage des membres et toute autre partie prenante intéressée par l'évaluation des risques des écosystèmes. » Le Conseil a examiné la documentation relative aux *Critères et Catégories*

de la *Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* et les a adoptés en tant que norme officielle mondiale pour évaluer les risques encourus par les écosystèmes le 21 mai 2014.

1.3 Gouvernance de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN

La Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN est coordonnée conjointement par deux organes de l'UICN, la Commission de la gestion des écosystèmes (CGE) et le Programme mondial de gestion des écosystèmes (PMGE). Elle est régie par deux comités en constante interaction : (i) le Comité de pilotage et (ii) le Comité sur les standards scientifiques. La Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN est par ailleurs soutenue par le Groupe thématique de la Liste Rouge des Écosystèmes de la CGE, un groupe de spécialistes bénévoles qui assume des tâches diverses dans le but de soutenir les objectifs de la LRE. L'équipe du programme de la LRE —située à Cambridge, Royaume Uni, à Gland, Suisse et à Nairobi, Kenya— gère la LRE et prend en charge la coordination globale des experts participant aux recherches, aux activités d'implémentation et à la révision par des pairs.

1.3.1 Le Comité de pilotage

Le Comité de pilotage de la LRE surveille l'implémentation des Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN aux échelles mondiales et régionales. Le Comité de pilotage est composé de l'animateur (et, le cas échéant, le co-animateur) du Groupe thématique de la Liste Rouge des Écosystèmes de la CGE, qui est désigné par le président de la CGE ; du président du Comité sur les standards scientifiques de la LRE, du président de la CGE, du directeur du PMGE, du chef de l'Unité de sciences et connaissances de l'UICN ainsi que d'autres membres représentant la CGE, le Secrétariat de l'UICN ou des partenaires clés désignés par le président de la CGE en raison de leur expertise technique ou organisationnelle. Le directeur du PMGE et le chef de l'Unité sciences et connaissances de l'UICN représentent le secrétariat de l'UICN.

Le Comité de pilotage a les fonctions suivantes :

1. Développer et gérer la stratégie et le plan de travail pour l'implémentation mondiale de la LRE, afin de parvenir à évaluer tous les écosystèmes à l'échelle globale d'ici 2025.
2. Établir un mécanisme pour mettre à jour périodiquement les évaluations mondiales.
3. Identifier et approcher des sources potentielles de financement pour les évaluations et leur diffusion.
4. Surveiller une équipe professionnelle à l'intérieur de l'Unité du Programme de la Liste Rouge des Écosystèmes et construire un réseau de bénévoles afin d'implémenter le plan de travail à l'intérieur de la CGE et du Secrétariat. Inciter activement la CGE à développer et réviser des évaluations aux échelles mondiale et régionale.
5. Inciter activement la CGE à développer et réviser des évaluations aux échelles mondiale et régionale.
6. Développer des matériels de formation et des lignes directrices dans les trois langues officielles de l'UICN pour soutenir les évaluations.
7. Recommander des candidats pour le Comité sur les standards scientifiques de la LRE.
8. Garantir la diffusion des progrès et résultats de la LRE auprès du Conseil de l'UICN et de la direction du Secrétariat.
9. Garantir la diffusion des progrès et résultats de la LRE dans les médias et dans la littérature scientifique.

10. Garantir la mise en œuvre du plan de travail de la LRE et entretenir des relations de coopération avec les organisations partenaires.
11. Collaborer activement avec d'autres organismes impliqués dans le développement, la mise à l'épreuve et l'application des outils de connaissance proposés par l'UICN.

1.3.2 Le Comité sur les standards scientifiques

Le Comité sur les standards scientifiques de la LRE (CSS) est le principal organisme d'expertise scientifique quant au développement, l'application et la révision de tous les sujets en lien avec la LRE. Le Comité est composé de spécialistes dont les compétences comprennent un éventail équilibré de savoir-faire concernant l'évaluation des risques, la modélisation écologique, la télédétection, la classification et cartographie des écosystèmes, la théorie de la décision et l'écologie des écosystèmes terrestres, marins d'eau douce et souterrains. Les savoir-faire combinés des membres du Comité sur les standards scientifiques englobe toute la diversité des types d'écosystème et des régions géographiques.

Les membres du Comité sur les standards scientifiques, y compris la présidence et la vice-présidence, sont proposés par le Comité de pilotage de la LRE. Le président de la CGE est responsable en dernière instance de la désignation des membres pour une période de quatre ans maximum, qui arrive à son terme lors de la session suivante du Congrès mondial de la nature de l'UICN. Un des sièges du Comité sur les standards scientifiques est réservé au représentant de la Liste Rouge des Espèces Menacées de l'UICN, désigné par la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) et le Programme mondial pour les espèces (PME).

Le Comité sur les standards scientifiques promeut l'application de standards scientifiques rigoureux dans l'implémentation des Critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN et assure l'intégrité des critères et catégories. Les fonctions spécifiques du Comité sur les standards scientifiques sont :

1. Développer et entretenir des lignes directrices techniques dans les trois langues officielles de l'UICN afin de soutenir l'application des Critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN, y compris en ce qui concerne l'implémentation des standards et la qualité des données.
2. Fournir des conseils scientifiques à propos des critères et catégories au Comité de pilotage et à l'Unité du programme.
3. Fournir des conseils et soutenir scientifiquement l'Unité du programme à propos du développement des bases de données, des matériels de formation et d'autres ressources.
4. Fournir des conseils scientifiques à propos de la conception et de l'implémentation de projets d'évaluation du risque écosystémique qui pourraient contribuer à une liste rouge mondiale des écosystèmes.
5. Gérer la procédure de révision par les pairs de toutes les cartes et toutes les classifications des types d'écosystème pouvant être utilisées dans la Liste Rouge Mondiale des Écosystèmes.
6. Gérer la procédure de révision par les pairs de toutes les évaluations postulées pour être incluses dans la Liste Rouge Mondiale des Écosystèmes et, en fonction des résultats de la procédure de révision, soumettre des recommandations au Comité de pilotage à propos de l'inclusion ou du rejet de ces évaluations.
7. Faire la révision critique de toutes les applications du critère E.
8. Fournir un soutien scientifique et une formation en vue des évaluations des types d'écosystème à l'échelle régionale par le biais de l'Unité du Programme de la LRE ainsi que d'autres partenaires.

9. Promouvoir et s'engager dans des recherches afin d'améliorer les méthodologies pour évaluer les risques encourus par les écosystèmes qui sous-tendent les Critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN.
10. Toutes les décisions et recommandations officielles de la part du Comité sur les standards scientifiques de la LRE sont soumises au Comité de pilotage pour révision et adoption officielle.

1.4 Structure des lignes directrices

Les Lignes directrices pour l'application des Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN fournissent les informations nécessaires pour mener une évaluation robuste et réitérable du risque encouru par les écosystèmes susceptibles d'être incluse dans la LRE. La Section 1 (Introduction) offre une vue d'ensemble de l'histoire et motivations de la LRE et décrit ses objectifs généraux et la structure qui la gouverne. La Section 2 (Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN) présente les catégories. La Section 3 (Fondements scientifiques) résume les connaissances scientifiques qui sous-tendent les critères et catégorie et présente le modèle de la LRE pour l'évaluation de risque. La section 4 (Processus d'évaluation) oriente les évaluateurs à travers le processus d'évaluation en vue d'une publication. La section 5 (Critères et seuils) ébauche la théorie scientifique qui sous-tend chaque critère, l'estimation des variables à évaluer et les valeurs des seuils quantitatifs pour chaque catégorie. La section 6 (Révision par les pairs et publication) décrit les standards pour jauger la qualité de l'évaluation de risque. Une série d'exemples et d'études de cas est présentée tout au long de ce document afin d'assister les experts dans l'implémentation des critères et catégories.

Une fiche récapitulative de la dernière version des Critères et Catégories de la liste rouge de l'UICN est incluse dans l'annexe 2. Des informations sur la liste rouge des écosystèmes de l'UICN, documents clés et résumés d'études de cas sont disponibles en plusieurs langues sur le site web de la liste rouge des écosystèmes de l'UICN (www.iucnrle.org).

2. Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN

La Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN inclut huit catégories: Effondré (CO), En Danger Critique (CR), En Danger (EN), Vulnérable (VU), Quasi menacé (NT), Préoccupation Mineure (LC), Données Insuffisantes (DD) et Non Évalué (NE; Fig. 1). Les six premières catégories (CO, CR, EN, VU, NT, LC) sont présentées par ordre décroissant en fonction du risque d'effondrement. Les catégories Données Insuffisantes et Non Évalué n'indiquent pas de niveau de risque.

Les catégories En Danger Critique, En Danger et Vulnérable indiquent des écosystèmes menacés et sont définies par les critères quantitatifs et qualitatifs décrits dans la Section 5 et l'Annexe 2. Ces catégories sont emboîtées de sorte que si un type d'écosystème satisfait les critères pour la catégorie En Danger Critique, il satisfait aussi les critères pour les catégories En Danger et Vulnérable. Ces trois catégories de menace ont pour complément plusieurs catégories qualitatives qui comprennent : (i) des types d'écosystème qui ont failli satisfaire les critères quantitatifs de la catégorie Vulnérable (Quasi Menacé) ; (ii) des écosystèmes qui ne satisfont aucun des critères quantitatifs sans ambiguïté (Préoccupation Mineure) ; (iii) des écosystèmes dont les données ne sont pas suffisamment nombreuses pour appliquer un seul critère (Données Insuffisantes) ; (iv) des écosystèmes qui n'ont pas encore été évalués (Non Évalué). D'après le principe de précaution (Precautionary Principle Project, 2005) l'état global d'un type d'écosystème est la catégorie de risque la plus élevée parmi celles obtenues par le biais de n'importe quel critère.

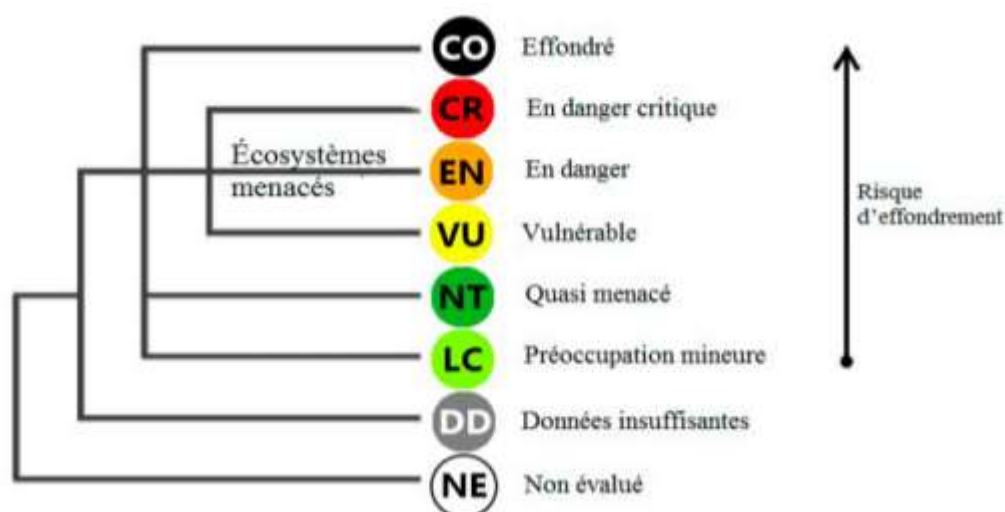


Figure 1. Structure des catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN.

Effondré (CO)

Un écosystème est effondré lorsqu'il est quasiment certain (Table 3) que ses traits biotiques et abiotiques caractéristiques ont disparu dans toutes les occurrences et que le biote indigène caractéristique ne peut plus perdurer. L'effondrement peut survenir lorsque la plupart des composants du biote indigène caractéristiques disparaissent du système ou lorsque les composants fonctionnels (le biote qui joue un rôle fondamental dans l'organisation de l'écosystème) sont considérablement réduits et perdent leur capacité à recruter.

En Danger Critique (CR)

Un écosystème est en danger critique lorsque les meilleures preuves disponibles indiquent que l'écosystème satisfait un des critères A-E pour la catégorie En Danger Critique. Ces écosystèmes présentent un risque d'effondrement extrêmement élevé.

En Danger (EN)

Un écosystème est en danger lorsque les meilleures preuves disponibles indiquent que l'écosystème satisfait un des critères A-E pour la catégorie En Danger. Ces écosystèmes présentent un risque d'effondrement très élevé.

Vulnérable (VU)

Un écosystème est vulnérable lorsque la meilleure évidence disponible indique que l'écosystème satisfait un des critères A-E pour la catégorie Vulnérable. Ces écosystèmes présentent un risque d'effondrement élevé.

Quasi menacé (NT)

Un écosystème est quasi menacé lorsqu'il est évalué en fonction des critères sans atteindre les statuts En Danger Critique, En Danger ou Vulnérable au moment de l'évaluation, mais dont les valeurs restent proches des seuils requis. Il est probable qu'il appartienne à ces catégories sur le court terme.

Préoccupation mineure (LC)

Un écosystème est une préoccupation mineure lorsqu'il est évalué en fonction des critères sans atteindre les statuts En Danger Critique, En Danger, Vulnérable ou Quasi Menacé. Les écosystèmes largement répandus ou peu dégradés appartiennent à cette catégorie.

Données insuffisantes (DD)

Un écosystème appartient à la catégorie Données Insuffisantes lorsque l'information disponible ne permet pas d'évaluer de façon directe ou indirecte le risque d'effondrement que présente l'écosystème en fonction du déclin de sa distribution, de ses perturbations des fonctions écologiques et de la dégradation de son environnement physique. Il ne s'agit pas d'une catégorie de menace et cela n'implique aucun niveau de risque d'effondrement. L'appartenance à cette catégorie indique que la situation de ces écosystèmes a été considérée, mais qu'il faut plus d'information pour pouvoir déterminer leur statut de risque.

Non Évalué (NE)

Un écosystème appartient à la catégorie Non Évalué (NE) lorsqu'il n'a pas encore été évalué en fonction des critères.

3. Fondements scientifiques

3.1 Types d'écosystème : unités d'évaluation

Le protocole de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN (LRE) est un cadre d'évaluation de risque robuste et générique, qui peut être appliqué à des classifications cohérentes des types d'écosystème. Sa flexibilité lui permet d'évaluer le risque encouru par des écosystèmes qui varient considérablement quant aux caractéristiques biologiques et environnementales, à l'échelle d'organisation et à la quantité de données disponibles. Définir et décrire clairement les types d'écosystème est un premier pas essentiel pour les évaluations de la LRE.

Les écosystèmes représentent des ensembles d'organismes et de leur environnement physique associé au sein d'une aire géographique (Tansley 1935). Ils sont composés de quatre éléments essentiels : un complexe biotique, un environnement abiotique, les interactions mutuelles entre et au sein de ces complexes et un espace physique dans lequel ils opèrent (Pickett et Cadenasso 1995). La section 4.2, « Décrire les unités d'évaluation », offre une orientation quant à l'application de ces concepts pour définir et décrire des unités adaptées aux évaluations LRE.

3.1.1 Typologies des écosystèmes

Les *Critères et Catégories de la Liste Rouge de l'UICN* peuvent être appliqués de façon systématique à un ensemble de types d'écosystème à l'intérieur d'une zone d'évaluation spécifique (mondiale ou régionale) ou à un seul type d'écosystème. Des évaluations individuelles d'un seul type d'écosystème peuvent en effet être utiles en tant qu'outil de diagnostic pour la gestion des écosystèmes, tant que l'unité d'évaluation est clairement définie et délimitée (Keith *et al.* 2015). Les évaluations individuelles sont moins dépendantes vis-à-vis d'une classification (typologie) des types d'écosystème que les évaluations systématiques de plusieurs écosystèmes. Ces évaluations systématiques requièrent ainsi une typologie qui garantisse la cohérence et la comparabilité des évaluations du risque écosystémique dans toute la zone d'évaluation. Les classifications peuvent simplement ébaucher des unités à une échelle thématique particulière, ou décrire leurs relations au moyen de hiérarchies et de structures emboîtées qui comprennent un éventail d'échelles thématiques (Rodríguez *et al.* 2011).

Nombre de juridictions administratives ou géographiques ont développé des typologies adaptées au soutien des évaluations de type LRE à une échelle nationale (Kontula et Raunion, 2009 ; Lindgaard et Henriksen, 2011 ; Driver *et al.* 2012). À l'échelle continentale par exemple, l'évaluation LRE de plusieurs centaines de types d'écosystème terrestres à l'échelle des Amériques est fondée sur un cadre de classification international pour la végétation terrestre (Faber-Langendoen *et al.* 2014 ; Rodríguez *et al.* 2012b). L'échelle thématique des types d'écosystème pour cette évaluation correspond aux niveaux « groupes » et « macro-groupes » du système International Vegetation Classification (Faber-Langendoen *et al.* 2014) et est adaptée aux évaluations LRE à l'échelle mondiale.

Les évaluations régionales peuvent être fondées sur des classifications nationales ou régionales déjà établies, tant que les unités d'évaluation correspondent à la définition de types d'écosystème (voir 3.1 Types d'écosystème : unités d'évaluation ci-dessus). Ces unités doivent s'avérer être des équivalents appropriés aux assemblages écologiques et doivent renvoyer à des systèmes de classification nationaux, régionaux ou mondiaux.

Le développement d'une typologie mondiale des écosystèmes est actuellement en cours (mené par le Comité sur les standards scientifiques de la LRE et le Groupe thématique de la LRE appartenant à la CGE). Ce travail est guidé par des recherches récentes à propos des classifications de la végétation terrestre (Faber-Langendoen *et al.* 2014) et des environnements marins (Greeff *et al.* 2012). Il cherche à promouvoir des passerelles transparentes et réitérable entre des typologies régionales, qui respectent certaines spécifications (Section 4.1). En attendant, le [Schéma de classification des habitats de l'UICN](http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/habitats-classification-scheme-ver3) (www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/habitats-classification-scheme-ver3) fournit un cadre utile pour l'évaluation de types d'écosystème contrastés selon un éventail d'échelles thématiques.

Des types d'écosystème identifiables à l'échelle mondiale ne doivent pas être confondus avec des écorégions biogéographiques ou biophysiques (Spalding *et al.* 2007) ou biomes (Allen et Hoekstra, 1990). Les écorégions et biomes sont des zones qui partagent des traits macro-environnementaux ou biogéographiques et qui contiennent des complexes de types d'écosystème contrastés et co-occurents (Spalding *et al.* 2007). L'hétérogénéité potentielle des écorégions et biomes les rend inaptes à la majorité des applications de la LRE (Rodríguez *et al.* 2015 ; Keith *et al.* 2015 ; Keith *et al.* 2013). D'autres termes employés dans les évaluations pour la conservation —telles que les communautés écologiques, habitats, biotopes et (dans un contexte terrestre) types de végétation— sont considérés comme des synonymes opérationnels des types d'écosystème (Nicholson *et al.* 2009) tant qu'ils sont définis selon les procédures décrites dans le processus d'évaluation (Section 4.2).

3.1.2 L'influence de l'échelle

Le protocole de la LRE pour l'évaluation des risques a été conçu pour être flexible et applicable à de multiples échelles spatiales et en ayant recours à un large éventail de types de données (Rodríguez *et al.* 2015 ; Keith *et al.* 2015 ; Keith *et al.* 2013). Cependant, il y a des limites pratiques quant aux échelles spatiales, temporelles et thématiques qui peuvent servir aux évaluations et, à l'intérieur de ces limites, les résultats varient en fonction des échelles. Des unités d'évaluation trop vastes ou trop étroites ou l'impossibilité d'implémenter des méthodes ou des procédures de standardisation (section 5) peuvent aboutir à des mauvais assortiments d'échelles, à des évaluations non comparables d'une échelle à l'autre ou à des résultats non valides (Keith *et al.* 2013). Plusieurs mesures dans le protocole de la LRE abordent la question de l'influence de l'échelle :

1. Des recherches sont en cours pour appuyer l'interprétation des critères de la LRE dans évaluation de zones géographiques diverses. Ces critères et catégories ont été conçus essentiellement pour des évaluations à une échelle globale, mais elles sont applicables à des évaluations réalisées à des échelles régionales (Section 3.1.1). Nombre de ces évaluations régionales fonctionneront à l'intérieur de frontières

arbitraires du point de vue écologique (par exemple, des frontières nationales) et, par conséquent, ne prendront en compte que des fractions de la distribution mondiale de certains types d'écosystème. Des méthodes pour interpréter et déterminer les échelles, les catégories de menace ou leurs seuils afin de rendre compte de ce genre de scénarios font l'objet de plusieurs recherches.

2. Un nombre croissant d'évaluations nationales et infranationales fournissent une orientation quant aux échelles thématiques adaptées (niveau de classification ou puissance ; Hermoso *et al.* 2013) aux évaluations de risque (Tableau 1). Ces typologies d'écosystèmes fournissent des exemples de conçues pour des applications variées en terme de plannings de conservation, et dans des cadres réglementaires différents. Le développement d'une typologie mondiale fournira des orientations supplémentaires quant aux échelles thématiques d'évaluations pour la Liste Rouge Mondiale des Écosystèmes.
3. Les échelles standards pour évaluer la distribution géographique: le grain spatial (par exemple, la dimension des pixels) selon laquelle la distribution d'un écosystème est cartographiée peut affecter sensiblement l'estimation de la taille de la distribution. Pour maintenir la cohérence par rapport aux seuils fixés pour évaluer la taille de la distribution (Critère B), les distributions sont mesurées selon un grain spatial standard (mailles de 10 x 10 km) pour l'évaluation de l'AOO et une méthode géométrique standard (plus petit polygone convexe) est employée pour estimer l'EOO. Ce processus de généralisation est suffisamment large pour inclure des processus pertinents pour la prise en compte d'un large éventail de types d'écosystème (Section 5.2). Un éventail d'outils est disponible pour échelonner les données concernant la distribution et pour compléter les évaluations selon les critères A et B (Section 5).
4. Périodes d'évaluation standards : du point de vue temporel, les écosystèmes peuvent se développer, perdurer et changer sur des périodes pouvant aller de quelques heures à plusieurs à millénaires. Ils apparaissent ainsi stables à certaines échelles de temps mais subissent des fluctuations importantes à d'autres (Wiens 1989 ; Carpenter et Turner 2001). Les catégories évaluent le changement écosystémique sur des périodes d'évaluation standard qui représentent des tendances récentes (comprenant le passé et l'avenir) et historiques. Les périodes d'évaluation comprenant le passé et l'avenir sont fixées à 50 ans afin d'équilibrer le besoin de faire un diagnostic des tendances qui soit raisonnablement certain (et qui requiert donc de longues périodes d'évaluation) et le besoin de réagir de façon opportune face à des tendances adverses. Les périodes de référence historiques sont incluses afin de prendre en compte les effets des retards écologiques dans les évaluations (Section 5).

Tableau 1. Exemples de typologies des types d'écosystème et de classifications similaires qui soutiennent les évaluations nationales de risque pour la planification de la conservation et pour des applications réglementaires (adapté de Keith *et al.* 2015)

<i>Jurisdiction</i>	<i>Application</i>	<i>Unité d'évaluation</i>	<i>Source</i>
Union européenne	Directive 92/43/CEE (Commission européenne)	Type d'habitats. « Communautés animales et végétales en tant qu'éléments caractéristiques de l'environnement biotique, ainsi que d'autres facteurs abiotiques qui opèrent en concert à une échelle déterminée ».	Conseil de la Commission Européenne (1992)
Allemagne	Liste rouge des biotopes (Agence fédérale allemande de l'environnement)	Biotope. « Habitat d'une communauté de faune et flore à l'état sauvage »	Riecken <i>et al.</i> (2009) ; Riecken <i>et al.</i> (2006)
Finlande	Liste rouge des types d'habitats (Institut finnois de l'environnement)	Type d'habitats. « Aires aquatiques ou terrestres spatialement définissables pourvues de conditions environnementales caractéristiques et d'un biote similaire mais qui se distinguent des aires appartenant à un autre type d'habitats. »	Kontula & Raunio (2009)
Norvège	Liste rouge des écosystèmes et des types d'habitats (Centre norvégien d'information sur la biodiversité)	Type d'habitats. « Environnement homogène qui inclut toute la vie animale et végétale et les facteurs environnementaux qu'y opèrent ».	Lindgaard & Henriksen (2011)
Venezuela	Liste Rouge Nationale des Écosystèmes (Provita)	Types de végétation majeurs pour les évaluations nationales ; types de terrain définis par satellite pour des évaluations locales.	Rodríguez <i>et al.</i> (2010)
Canada	Législation locale sur les espèces et écosystèmes menacés (Département pour la conservation et l'intendance des eaux du Manitoba)	Écosystème. « Complexe dynamique qui comprend des communautés animales, végétales et microbiologiques ainsi que leur environnement non vivant interagissant en tant qu'unité fonctionnelle »	Gouvernement du Manitoba (2014)
Australie	Listes des communautés écologiques menacées aux échelles nationale et locale (Département fédéral de	Communauté écologique. « Ensemble d'espèces natives qui habitent dans la nature dans une aire particulière ».	Commonwealth of Australia (2009), Keith (2009), Nicholson <i>et al.</i> (2014)

	l'environnement, agences locales de l'environnement)		
Afrique du sud	Loi sur la gestion environnementale nationale de la biodiversité (Institut national pour la biodiversité de l'Afrique du Sud)	Écosystème. « Complexe dynamique qui comprend des communautés animales, végétales et microbiologiques ainsi que leur environnement non vivant interagissant en tant qu'unité fonctionnelle »	République d'Afrique du Sud (2004), Driver <i>et al.</i> (2012)

3.2 Effondrement des écosystèmes

Afin d'assurer une application robuste des *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*, les évaluateurs doivent synthétiser les diverses causes et mécanismes à l'origine du déclin des écosystèmes. Pour estimer le risque d'effondrement d'un écosystème – soit la probabilité d'un déclin sur une période temporelle d'évaluation prédéfinie - il est nécessaire de définir le point final du déclin de cet écosystème comme le point où celui-ci est considéré comme effondré. La définition de ce point final du déclin écosystémique doit être suffisamment distincte pour permettre d'évaluer le risque, mais aussi suffisamment générale pour inclure le large éventail de contextes dans lesquels une évaluation de risque est nécessaire. Le protocole de la LRE possède deux éléments qui lui permettent d'atteindre ce compromis : (i) une définition de l'effondrement des écosystèmes comme point final du déclin écosystémique ; (ii) un modèle d'évaluation de risque qui identifie les multiples parcours menant à l'effondrement et qui est à la base des critères.

D'après les *Critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*, « un écosystème est effondré lorsqu'il est quasi certain (Tableau 3) que ses traits caractéristiques biotiques et abiotiques ont disparu de toutes les occurrences, et que les caractéristiques du biote indigène caractéristique ne peuvent plus perdurer. L'effondrement peut survenir lorsque la majorité des composants diagnostic du biote indigène caractéristique ont disparu de l'écosystème, ou lorsque les composants fonctionnels (le biote qui joue un rôle essentiel dans l'organisation de l'écosystème) sont considérablement réduits et perdent leur capacité à recruter. »

3.2.1 Définir l'effondrement des écosystèmes

À la différence des espèces, les écosystèmes ne disparaissent pas ; ils se transforment plutôt en de nouveaux écosystèmes avec un biote caractéristique et des mécanismes d'organisation différents (Hobbs *et al.* 2006 ; Keith *et al.* 2015 ; Keith *et al.* 2013). De nombreux traits caractéristiques peuvent disparaître bien avant que la dernière espèce caractéristique ne disparaisse de la dernière occurrence de l'écosystème (extinction de l'assemblage ; Gaston et Fuller, 2008). Les nouveaux systèmes peuvent conserver quelques-uns des éléments du biote caractéristique de l'écosystème effondré qu'ils ont remplacé, mais le nombre de ces espèces, leurs interactions ou leurs fonctions écologiques sont altérés. Reconnaisant les divergences par rapport à l'extinction des espèces, le concept d'effondrement des écosystèmes est défini comme la transition au-delà d'un seuil

borné d'une ou plusieurs variables qui définissent l'identité de l'écosystème. L'effondrement est une transformation de l'identité, une perte des traits caractéristiques et le remplacement par un écosystème différent. Un écosystème est effondré lorsque toutes ses occurrences perdent leurs traits caractéristiques biotiques et abiotiques, qu'elles ne permettent plus le maintien du biote natif caractéristique et qu'elles ont dépassé leur gamme naturelle de variabilité spatiale et temporelle en termes de composition, de structure et de fonctionnement. Ceci peut être illustré grâce au modèle « marbré » de la théorie des diagrammes états-transitions (Fig. 2) et à des exemples clés tels que la mer d'Aral (Encadré 1). L'effondrement des écosystèmes est en théorie réversible —sur une longue période de référence, par la réintroduction du biote caractéristique ou par la restauration des fonctions écosystémiques— mais pour plusieurs systèmes la récupération n'est pas possible.

Les transitions vers l'effondrement peuvent être graduelles, soudaines, linéaires, non-linéaires, déterministes ou stochastiques. Elles incluent des changements de régime (Scheffer *et al.* 2001), mais aussi d'autres types de transition qui peuvent ne pas impliquer des rétroactions positives. La dynamique dominante dans un écosystème dépendra des influences abiotiques ou externes (par exemple, des tendances météorologiques ou des perturbations anthropogènes), des processus biotiques internes (par exemple, compétition, prédation ou épidémie), de l'héritage historique (par exemple, histoire climatique, dettes d'extinction ou exploitation) et du contexte spatial (par exemple, localité, taille et dispersion de la distribution). Un écosystème peut donc être mené vers l'effondrement par le biais de différents processus menaçants et de multiples parcours. Les cascades trophiques (Estes *et al.* 2011), la perte d'espèces ambiguë (Diamond 2007), la dégradation environnementale (UNEP, 2001) et le forçage climatique (Grebmeier *et al.* 2006) constituent des parcours courants vers l'effondrement des écosystèmes. Les symptômes d'effondrement peuvent différer en fonction des caractéristiques de l'écosystème, la nature des processus menaçants et les parcours vers l'effondrement qu'ils produisent. Le protocole de la LRE a la flexibilité qui permet aux seuils d'effondrement d'être exprimés dans des termes adaptés à des types d'écosystème très différents.

La définition de l'effondrement des écosystèmes devient plus claire lorsqu'il s'agit d'écosystèmes qui sont déjà effondrés et pour lesquels il existe une série temporelle de données pour les variables pertinentes. Il est souvent possible de déduire des caractéristiques de l'effondrement à partir des occurrences à l'intérieur de la distribution de l'écosystème où les traits caractéristiques ont disparu, même si la majorité de l'écosystème persiste. Des changements majeurs dans des écosystèmes fonctionnellement similaires peuvent aussi fournir des orientations pour définir les symptômes d'effondrement dans les systèmes étudiés. Ceci peut fournir des bases pour définir les symptômes spatiaux et fonctionnels de l'effondrement des écosystèmes.

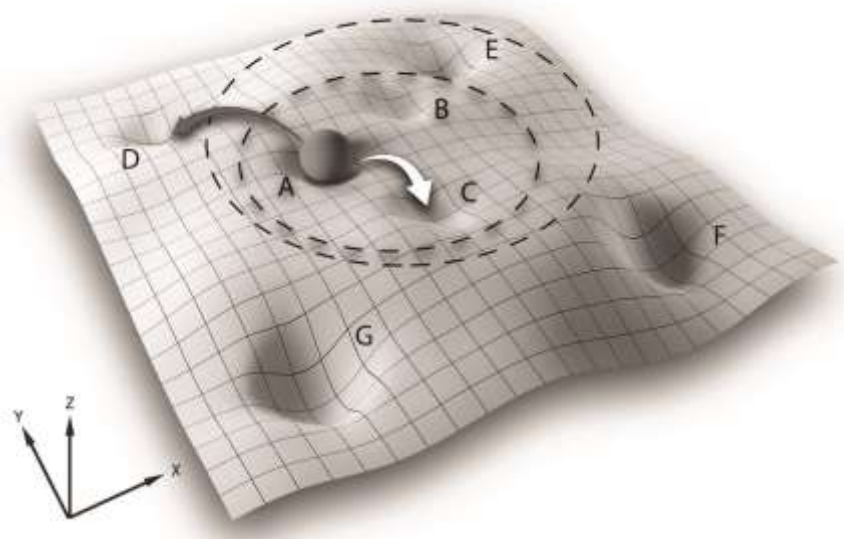


Figure 2. Schéma généralisé qui illustre l'interprétation de l'effondrement d'un écosystème au moyen d'un diagramme états-transitions (Keith *et al.* 2015). Les états A-G sont définis par deux variables d'état représentés sur les axes X et Y. L'axe vertical (Z) représente le potentiel de changement. Les deux lignes en pointillé représentent des interprétations alternatives de l'effondrement de l'écosystème. En ce qui concerne la ligne intérieure, les transitions entre les états A, B, C (flèche blanche) représentent la variabilité naturelle, sans perte des traits caractéristiques clés, tandis que les transitions au-delà des lignes en pointillé (flèche grise) vers les états D, E, F et G représentent l'effondrement de l'écosystème et son remplacement par de nouveaux écosystèmes. La progression sur les différents parcours vers l'effondrement de l'écosystème est évaluée au moyen des variables X et Y ou d'autres variables diagnostic spécifiques à l'écosystème qui reflètent la perte du biote natif caractéristique et de la fonctionnalité. La ligne en pointillée extérieure représente une interprétation alternative de l'effondrement de l'écosystème dans laquelle l'état E est considéré comme faisant partie des variations naturelles du type d'écosystème.

Encadré 1. Effondrement des écosystèmes dans la mer d'Aral

La mer d'Aral, la plus grande mer intérieure de la planète, est alimentée par deux fleuves majeurs, le Syr Dar'ya et l'Au Dar'ya (Aladin et Plotnikov 1993). Son biote indigène caractéristique inclut des poissons d'eau douce (20 espèces), une faune invertébrée unique (plus de 150 espèces) et des roselières de rivage qui fournissent un habitat aux oiseaux aquatiques, y compris les espèces migratrices (Keith *et al.* 2013). D'un point de vue hydrologique, la mer est demeurée relativement stable pendant la période 1911-1960, les afflux compensant l'évaporation nette (Micklin et Aladin 2008). L'intensification de l'extraction de l'eau pour soutenir l'expansion des cultures irriguées a provoqué rétrécissement et la salinisation de l'eau. En 2005, seules 28 espèces aquatiques (poissons et invertébrés inclus) ont été recensés, les roselières s'étaient desséchées et avaient disparu, la mer s'était réduite à une fraction de son volume et superficie et sa salinité s'était multipliée par dix (Micklin et Aladin 2008).

Selon la définition d'effondrement des écosystèmes, ces changements suggèrent que la mer d'Aral a subi une transformation d'identité en perdant plusieurs de ses traits caractéristiques (biote aquatique, roselières, oiseaux aquatiques, bilan hydrologique, hydrochimie saumâtre) et a été remplacée par de nouveaux écosystèmes (lacs salés et plaines désertiques). Selon cette interprétation, l'effondrement est survenu avant que le volume et la surface de l'eau stagnante

diminuent à zéro. Bien que le point exact d'effondrement soit incertain, les données des séries temporelles pour certaines variables permettent de définir un état fonctionnel de référence (avant les changements de 1960) et un seuil d'effondrement limité, en admettant que cela s'est produit entre 1976 et 1989, lorsque la plupart du biote a disparu (Keith *et al.* 2013).



Le choix des variables disponibles pour évaluer l'état des écosystèmes dépendra du degré dans lequel ces variables représentent les traits caractéristiques de l'écosystème, de la qualité et la quantité des données et de la sensibilité des variables alternatives au changement écologique. Parmi les variables mentionnées ci-dessus, la richesse en espèces de poissons est peut-être la variable biotique la plus proche de ces caractéristiques qui définissent l'identité de l'écosystème de la mer d'Aral. Le volume de la mer peut être un substitut abiotique satisfaisant, étant donné que le volume est fonctionnellement lié à la salinité qui, à son tour, affecte la persistance

de la faune aquatique d'eau douce/saumâtre. La surface du lac est liée de façon moins directe à ces caractéristiques et processus, mais elle peut être estimée par télédétection et peut être utile pour les évaluations lorsque les données ne sont pas disponibles pour les autres variables.

L'effondrement de la mer d'Aral peut être réversible ou non. Même s'il était possible de restaurer le régime hydrologique sur une petite fraction de l'ancienne mer (Micklin et Aladin 2008), quelques-uns des composants du biote caractéristique sont, de toute apparence, éteintes (par exemple, le saumon Aral *Salmo trutta aralensis*), ce qui empêche la reconstruction de l'écosystème avant l'effondrement. Image : © NASA

3.2.2 Incertitudes dans les stades finaux pour les évaluations de risque

L'évaluation du risque repose sur la définition d'un résultat négatif, typiquement, un point final précis ou un événement qui affecte l'entité évaluée. L'implémentation des évaluations de risque doit faire face à des incertitudes dans deux domaines clés : la définition de l'entité elle-même et la définition du point final. La limite qui démarque un type d'écosystème peut être incertaine en raison des connaissances imparfaites quant à la variabilité naturelle au sein d'un écosystème, des tendances de variabilité partagées avec d'autres écosystèmes et des changements dans la classification des écosystèmes dans la durée. Une autre cause d'incertitude correspond aux incertitudes associées à la distribution cartographique (Keith *et al.* 2013). La définition de l'effondrement d'un écosystème est aussi sujette à des incertitudes qui peuvent affecter l'estimation de l'effondrement spatial et fonctionnel (Fig. 3). Toutes les applications des Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN doivent prendre en considération ces sources d'incertitude et les traiter dans la documentation de l'évaluation. Des exemples des différentes manières dont les incertitudes peuvent être gérées à travers le processus d'évaluation sont décrits ci-dessous, compte tenu des relations qui existent entre les incertitudes dans les systèmes spatiaux et fonctionnels.

Incertitudes dans les symptômes spatiaux

Durant le déclin, certaines parties d'un écosystème peuvent faire une transition vers des états d'effondrement avant les autres. Dans les zones où ces transitions ont eu lieu, l'écosystème peut être décrit comme « localement effondré ». Du point de vue spatial, un écosystème est considéré comme effondré lorsque toutes les occurrences d'un écosystème se sont effondrées (zone d'occupation = 0 mailles de 10 x 10 km et zone d'occurrence = 0 km²). Pour quantifier les déclinés précédents dans la distribution et les fonctions, les évaluateurs doivent identifier les endroits où le type d'écosystème subsiste encore et où il existait pendant la période d'évaluation avant de s'effondrer. Pour quantifier les déclinés futurs dans la distribution et les fonctions, les évaluateurs doivent, de façon similaire, projeter les zones où l'écosystème s'effondra pendant les périodes d'évaluation futures. Toutes ces estimations et projections impliquent des incertitudes. Les incertitudes épistémologiques (à savoir, des incertitudes dues à un manque de connaissances plutôt qu'à la variabilité du système) existent en raison d'une série d'erreurs de classifications et de mesure :

1. Des incertitudes thématiques dues à des décisions par rapport aux seuils au-delà desquels un écosystème est considéré comme ayant dépassé ses frontières naturelles de variabilité et doit être considéré par conséquent comme un type d'écosystème nouveau (Payet *et al.* 2013) ;
2. Des erreurs de mesure dues à des prises de mesure imparfaites ou à des techniques cartographiques qui produisent des estimations des zones qui ne peuvent être réitérées de façon précise et qui fluctuent arbitrairement (Elith *et al.* 2002 ; Olofsson *et al.* 2014 ; Fuller *et al.* 2013) ;
3. Des erreurs systématiques dues à des méthodes cartographiques qui produisent de façon constante des estimations de zones biaisées (Congalton et Green 2008) ;

4. Des erreurs de classification entraînant la classification erronée des pixels dans une carte de distribution. On les appelle d'habitude erreurs d'omission et de commission (Congalton et Green 2008 ; Foody 2011) ;
5. Des erreurs d'échelle où le grain spatial selon lequel la cartographie de l'écosystème est dressée produit des estimations de zones qui dépendent de l'échelle (Hartley et Kunin, 2003 ; Gaston et Fuller 2009).

Incertitudes dans les symptômes fonctionnels

Un écosystème effondré peut être remplacé par un nouvel écosystème aux caractéristiques contrastées. Lorsque les prairies remplacent les forêts, le changement dans la structure de la végétation est détecté promptement par un éventail de méthodes de détection proximale et de télédétection. Dans d'autres cas, les écosystèmes peuvent perdre leurs traits caractéristiques et s'effondrer, mais le nouvel écosystème peut ressembler à l'écosystème précédent, ce qui rend les symptômes d'effondrement plus difficile à détecter. Burns *et al.* (2015) décrit l'exemple d'un écosystème forestier caractérisé par un biote associé à de grands arbres anciens. Lorsque la densité de grands arbres anciens diminue en dessous du niveau critique, le biote caractéristique indigène disparaît du système. Cela inclut les oiseaux et les mammifères qui nichent et s'abritent dans les creux des arbres et les invertébrés qui vivent sous les écorces détachées et dans les litières profondes de feuilles. Après une telle transition, le nouvel écosystème garde encore une structure forestière, qui est désormais caractérisée par des arbres de moindre taille et pour lesquels manque le biote associé aux grands arbres. De façon similaire, Barrett et Yates (2015) a décrit l'effondrement d'une fruticée riche en espèces comme étant le résultat de l'élimination des groupes d'espèces végétales par une maladie du sol. Le nouvel écosystème avait une structure similaire à celle de l'écosystème remplacé, mais ce n'était plus la même fruticée du point de vue de sa composition et de ses fonctions. Ces exemples illustrent les incertitudes relatives à la démarcation des états de subsistance et d'effondrement, qui dépendent des caractéristiques de l'écosystème précédent, du parcours de l'effondrement et des caractéristiques du nouvel écosystème. Les sources d'incertitude incluent :

1. La définition des états écosystémiques de référence ainsi que leur variabilité naturelle ;
2. La définition des états écosystémiques d'effondrement qui représentent des déviations critiques par rapport à la variabilité naturelle. Les points de transition entre l'écosystème initial et le nouvel écosystème sont incertains par définition mais ils peuvent être estimés à l'intérieur de limites plausibles (Fig. 3). La première valeur représente sans aucun doute l'effondrement de l'écosystème, tandis que la deuxième représente une valeur plausible en fonction des observations et des déductions ;
3. Des variations dans les états d'effondrement causées par divers processus menaçants. Les menaces catastrophiques peuvent causer l'effondrement total de l'écosystème au niveau fonctionnel et spatial. D'autres menaces, telles que la dégradation environnementale ou la propagation d'espèces invasives peuvent occasionner divers changements fonctionnels dans le biote caractéristique. Ces

différents parcours vers l'effondrement doivent être pris en compte dans l'évaluation de risque ;

- Des incertitudes dans la mesure des variables qui représentent les fonctions écosystémiques et l'effondrement. Comme dans le cas des variables spatiales, des erreurs dans la prise des mesures pour les variables fonctionnelles peuvent affecter l'évaluation de l'effondrement de l'écosystème par des erreurs aléatoires ou des biais systématiques.

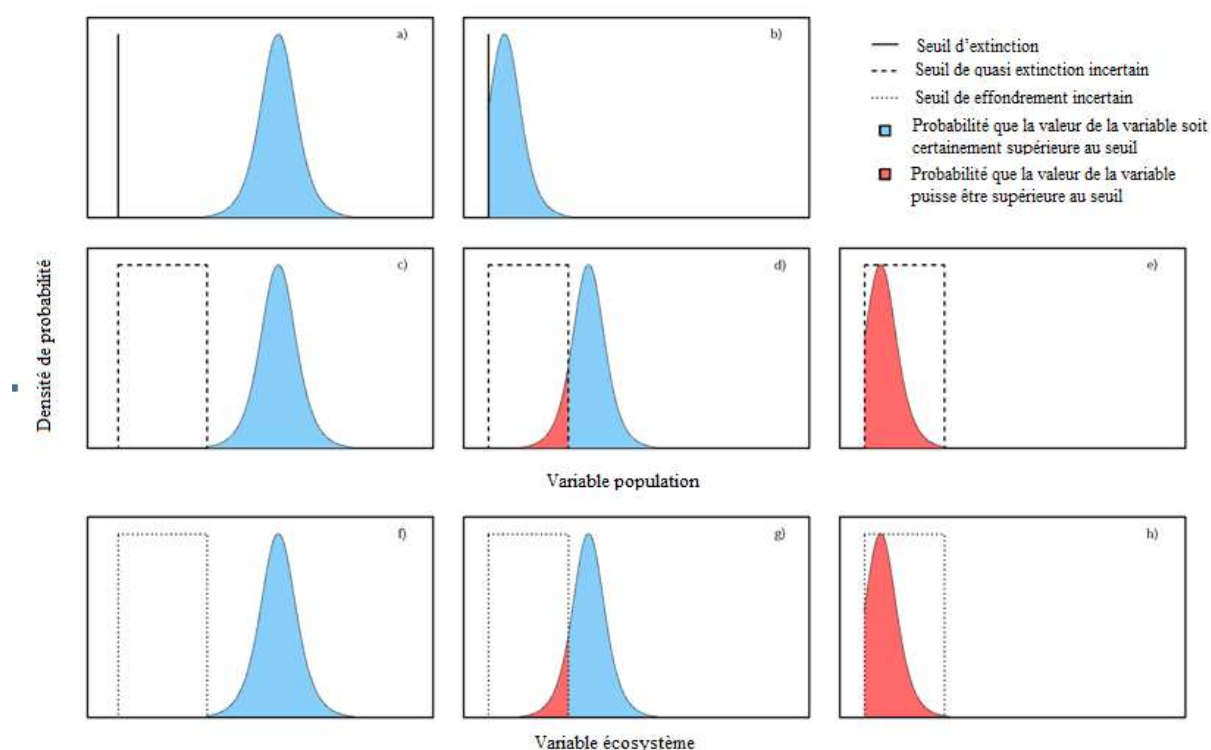


Figure 3. Des fonctions de densité de probabilité pour les variables population et écosystème qui mesurent la proximité aux seuils qui définissent les espèces en extinction (a, b), les espèces quasi éteintes (c-e) et l'effondrement de l'écosystème (f, h). Pour les espèces, le seuil de la population qui définit l'extinction est connu avec certitude (p. ex. abondance zéro, définie par la ligne verticale en a et b). Dans la pratique, les analyses de viabilité des populations sont calibrées en fonction d'un seuil de quasi extinction plus élevé que le seuil d'extinction afin de prendre en compte l'incertitude liée aux prédictions et à la gestion. Une limite inférieure dans la valeur d'extinction (abondance zéro), et une limite supérieure putative pour la valeur de quasi extinction peuvent être représentées par un carré en pointillé (c-e). Pour les écosystèmes (f-h), l'axe des abscisses pourrait représenter les processus et caractéristiques clés (p. ex., distribution spatiale, nombre d'espèces, qualité de l'eau). La définition bornée de l'effondrement est analogue à la définition de quasi extinction pour les espèces. La largeur du carré en pointillé représente l'incertitude dans la définition de l'effondrement. L'aire bleue représente la probabilité que l'écosystème subsiste de façon certaine, tandis que l'aire rouge représente la probabilité que l'écosystème subsiste (adapté de Keith *et al.* 2013).

3.3 Protocole pour l'évaluation de risque

Le protocole de la LRE comprend cinq critères basés sur des règles pour évaluer le risque encouru par les écosystèmes (Keith *et al.* 2015). Le protocole de la LRE regroupe les symptômes de l'effondrement écosystémique en quatre types majeurs et identifie les mécanismes correspondants qui font le lien entre les symptômes et le risque pour un écosystème de perdre ses traits caractéristiques (Fig. 4). Deux de ces quatre mécanismes ont des symptômes au niveau de la distribution : (A) des déclin dans la distribution, qui diminuent la capacité de charge du biote dépendant ; et (B) une distribution restreinte, qui prédispose le système vis-à-vis de menaces spatialement explicites. Deux autres mécanismes produisent des symptômes fonctionnels ; (C) la dégradation de l'environnement abiotique et la réduction de la qualité de l'habitat ou de la diversité de la niche abiotique pour le biote caractéristique ; et (D) la perturbation des processus et des interactions biotiques qui entraînent, par exemple, la perte des mutualismes, la diversité biotique des niches ou la substitution de certains composants du biote par d'autres. Les interactions entre deux ou plusieurs mécanismes contrastés peut produire des symptômes supplémentaires de transition vers l'effondrement de l'écosystème. De multiples mécanismes et leurs interactions peuvent être intégrés à un modèle de simulation de la dynamique des écosystèmes pour produire des estimations quantitatives du risque d'effondrement (E). Ces cinq groupes de symptômes constituent le fondement des critères de la LRE. Un type d'écosystème soumis à évaluation doit être évalué à l'aide de tous les critères dont les données sont disponibles. L'état de menace global du type d'écosystème correspondra au niveau de risque le plus élevé assigné par n'importe lequel des critères.

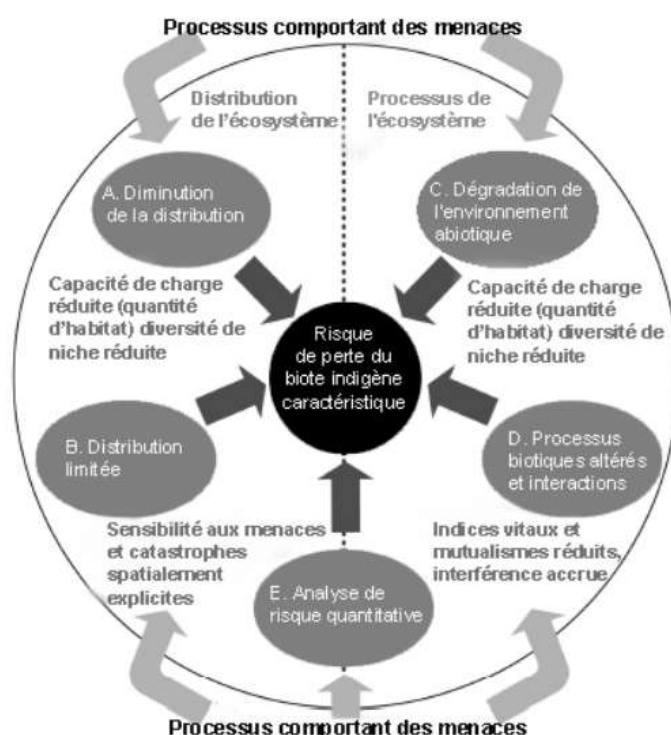


Figure 4. Mécanismes d'effondrement de l'écosystème et symptômes du risque d'effondrement (source : Keith *et al.* 2013).

3.3.1 Période d'évaluation

Les critères évaluent les déclin sur quatre périodes d'évaluation spécifiques : le passé récent, le présent, le futur et le passé historique (Fig. 5). La période « passé récent » englobe les 50 dernières années : elle est assez récente pour détecter les tendances actuelles mais assez longue pour distinguer les changements liés à la variabilité naturelle. Le protocole de la LRE suppose que les déclin sur cette période d'évaluation indiquent des risques futurs, quelle que soit la cause.

L'évaluation de la dégradation future demande des prédictions concernant les changements dans les 50 prochaines années ou sur une période de 50 ans qui comprenne le présent et le futur (Fig. 5.). Les dégradations passées peuvent servir de base à ces prédictions, mais d'autres informations peuvent soutenir des prédictions et déductions quant aux taux de déclin futurs même lorsque l'écosystème est stable. De telles prédictions requièrent des suppositions sensées quant aux tendances des changements futurs (accélération, constance, décélération). Des modèles de changement alternatifs plausibles doivent être étudiés le cas échéant, mais un taux de déclin proportionnel constant est souvent une hypothèse de base raisonnable (Section 5).

L'évaluation des déclin historiques est essentielle pour des écosystèmes dont le biote possède de longues périodes générationnelles et dont la population se renouvelle lentement (Mace *et al.* 2008). Elles sont aussi essentielles pour des espèces aux périodes générationnelles courtes qui peuvent avoir subi un déclin historique extensif (par exemple, les récifs d'huîtres : Kirby 2004 ; Beck *et al.* 2011). Même si le taux futur de déclin diminue, les réductions historiques dans la distribution ou les fonctions peuvent le prédisposer à d'autres menaces et réduire sa capacité à absorber des changements adverses (Folke *et al.* 2004). Les déclin historiques sont évalués par rapport à l'état de l'écosystème à une date de référence théorique : 1750. Cette date correspond approximativement au début de l'exploitation des écosystèmes à l'échelle industrielle. Dans les régions du monde où l'exploitation à l'échelle industrielle a commencé avant ou après 1750, il est approprié d'évaluer les déclin historiques selon un standard différent. Des modèles de prédiction avec des indicateurs environnementaux peuvent être utilisés pour estimer les déclin historiques en fonction des différences entre l'état actuel de l'écosystème et l'état anticipé en l'absence des effets anthropiques à l'échelle industrielle. De telles approches sont les plus utiles dans des régions où les changements au niveau du paysage n'ont pas eu lieu avant l'ère industrielle.

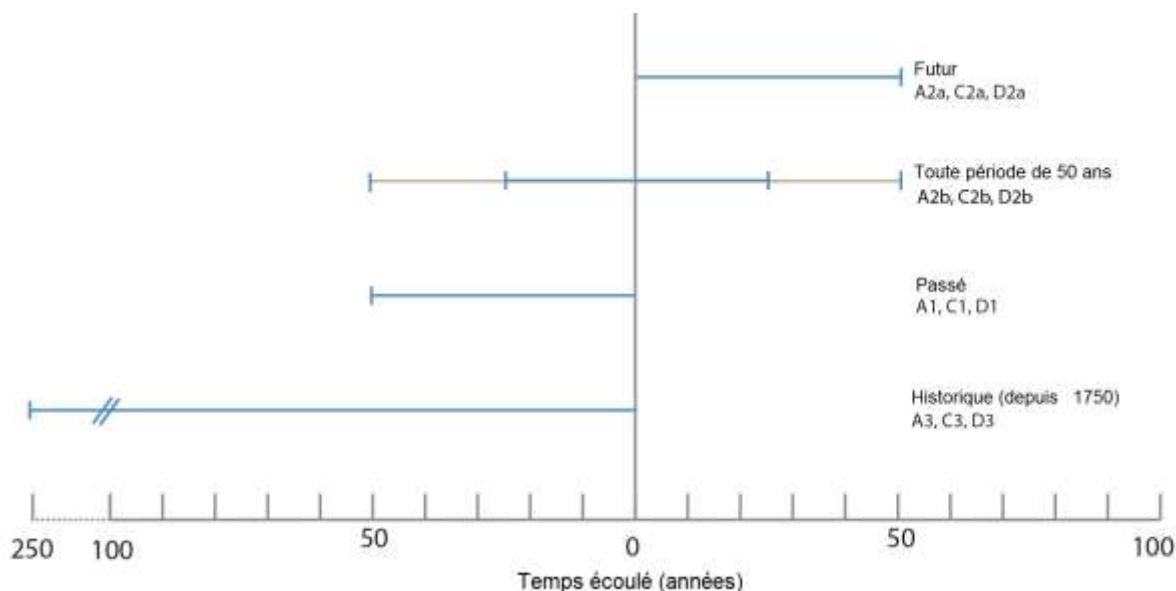


Figure 5. Périodes d'évaluation pour évaluer les changements d'après les critères A, C et D (adapté de Keith *et al.* 2013).

3.3.2 Seuils de déclin

Les catégories de risque (Section 3) sont délimitées par des seuils définis dans les *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* (Keith *et al.* 2013). La logique qui sous-tend les critères et les catégories de menace est fondée sur des théories scientifiques (Keith *et al.* 2013). Cependant, les valeurs seuils qui délimitent les catégories sont fondées en partie sur des considérations théoriques et en partie sur des considérations pragmatiques (Keith *et al.* 2015). La théorie fournit un fondement qualitatif pour établir des seuils de déclin ordonnés, mais offre une orientation limitée pour définir les valeurs absolues. Le but de ces seuils de décision est de classer les écosystèmes dans des catégories de risque qui soient informatives, plutôt que d'estimer les probabilités précises de l'effondrement. C'est pourquoi, pour les critères A, C et D, les valeurs des seuils sont établies à des intervalles relativement uniformes pour les dégradations actuelles et futures (Vulnérable : 30 %, En Danger : 50 %, En Danger Critique : 80 %). Le but des seuils entre zéro et 100 % est d'obtenir un classement informatif des écosystèmes, plutôt qu'une classification très asymétrique des catégories. Par contre, le seuil le plus bas (30 %) reconnaît que la preuve du déclin significatif de la distribution des écosystèmes et de son fonctionnement est nécessaire pour son inclusion dans une catégorie de menace. Ces seuils de base sont conformes aux seuils de réduction de la population signalés dans les critères de la Liste Rouge de l'UICN des espèces menacées (UICN, 2001, 2012). Nous établissons des seuils plus élevés pour les déclins historiques (A3, C3, D3 ; 50 %, 70 %, 90 %) car les périodes d'évaluation sont plus longues.

Des déclins situés de 5 à 10 % en dessous des seuils pour la catégorie Vulnérable peuvent garantir l'inscription dans la catégorie Quasi menacé, même s'il n'y a pas de seuils quantitatifs pour cette catégorie (Section 3). Par exemple, un type d'écosystème dont l'étendue de la zone d'occurrence est de 50,000 - 55,000 km² et qui satisfait au moins un

des trois sous-critères du critère B pourrait être inscrit dans la catégorie Quasi menacé. Un type d'écosystème dont le déclin dans les variables abiotiques est de 20 à 30 % de sévérité relative et dont l'étendue est du 100 % pourrait être inscrit dans la catégorie Quasi menacé selon les sous-critères C1 ou C2.

3.3.3 Standards des preuves et gestion des incertitudes

L'obtention d'évaluations robustes et réitérables d'un type d'écosystème nécessite des données exhaustives, provenant souvent de sources disparates. Les critères et catégories ont été conçus spécifiquement pour permettre l'inclusion de plusieurs types de données provenant d'un éventail de sources différentes, mais il revient à l'expert d'évaluer de façon critique si la quantité et la qualité des données est suffisante pour soutenir un résultat d'évaluation déterminé. Pour des orientations à propos de cette évaluation, nous renvoyons les évaluateurs aux principes adoptés par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat pour une gestion consistante des incertitudes (Mastrandrea *et al.* 2010). En résumé, les principes clés incluent :

1. Évaluer le type (Tableau 2), la quantité, la qualité et la cohérence des preuves (descripteurs sommaires : « limité », « moyen », « robuste ») ;
2. Évaluer le degré de compatibilité entre les différentes sources des preuves (descripteurs sommaires : « faible », « moyen », « élevé ») ;
3. Fournir une explication identifiable pour décrire l'évaluation des preuves et leur compatibilité ;
4. Évaluer la probabilité (Tableau 3) d'attribution d'une catégorie de menace comme résultat d'une évaluation ;
5. Communiquer les incertitudes dans les résultats des évaluations en signalant la catégorie la plus probable ainsi que les catégories qui représentent les limites supérieure et inférieures plausibles pour les résultats de l'évaluation (Section 4.4.1).

Le standard des preuves pour la LRE doit suffire pour estimer que :

1. Certaines catégories (LC, NT, VU, EN ou CR) sont des résultats « très improbables » (probabilité de moins du 10 %, Tableau 3). Si aucune catégorie ne représente un résultat « très peu probable », alors on doit assigner le statut Données insuffisantes (DD) ;
2. Les limites plausibles pour les résultats de l'évaluation incluent toutes les catégories nécessaires pour garantir que, prises ensemble, elles englobent « très probablement » (probabilité de plus de 90 %, Tableau 3) le vrai statut de l'écosystème. Si toutes les catégories (LC - CR) se trouvent à l'intérieur des limites plausibles, alors on devra assigner le statut Données insuffisantes (DD) ;

3. Le meilleur statut global (catégorisation d'un écosystème) est celui qui est plus probable que toutes les catégorisations alternatives et qui se trouvent à l'intérieur des limites plausibles ; et
4. Toutes les catégorisations du statut global appartenant à la catégorie Effondré (CO) sont virtuellement certaines (probabilité de plus du 99 %, Tableau 3). Lorsque ce n'est pas le cas et que CO est la catégorie la plus probable, le meilleur statut global correspondrait à CR, et CO serait indiqué comme étant la limite supérieure du résultat de l'évaluation.

Tableau 2. Les descripteurs pour les types de preuve (IUCN, 2001, 2012) étayent typiquement les déductions pendant l'évaluation. Ils sont applicables à des variables quantitatives (telles que les taux de changement dans la distribution) et aux déductions binaires (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014).

<i>Descripteur</i>	<i>Explication</i>
Observé	Caractérise les données basées sur des observations bien documentées pour l'ensemble de la distribution de l'écosystème évalué (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014).
Estimé	Caractérise les données basées sur des calculs pouvant inclure des hypothèses statistiques d'échantillonnage ou des hypothèses biologiques sur des relations entre des variables observées et la variable d'intérêt (par exemple, l'indice d'abondance d'une espèce clé et le nombre d'individus ayant atteint la maturité ; IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014). Ces hypothèses doivent être déclarées et justifiées dans la documentation de l'évaluation. Les estimations peuvent aussi inclure des interpolations dans le temps permettant d'estimer la valeur de la variable d'intérêt à une date postérieure (p. ex. la réduction de la distribution à 50 ans basée sur des observations ou des estimations de la distribution d'il y a 60 et 40 ans).
Déduit	Des informations fondées sur des preuves indirectes ou tirées de variables indirectement liées à la variable d'intérêt mais analysées sur les mêmes unités (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014). Les données déduites reposent sur un plus grand nombre d'hypothèses que les données estimées. Par exemple, la déduction de la valeur d'une variable biotique à partir de données statistiques requiert non seulement des hypothèses statistiques (p. ex., un échantillonnage aléatoire de la distribution) et biologiques (sur le lien entre l'échantillonnage et la population totale), mais aussi des hypothèses quant à l'effort d'échantillonnage, son efficacité, sa distribution spatiale et temporelle en relation avec la population totale. La déduction repose également sur l'extrapolation de données observées ou estimées au niveau d'une zone connue de l'écosystème (échantillonnée) à d'autres zones de la distribution de l'écosystème afin de calculer les mêmes quantités pour les autres occurrences. La disponibilité des données qui autorisent de telles déductions dépendra de la proportion d'occurrences connues par rapport à la distribution totale et de l'applicabilité des menaces et tendances observées sur les occurrences connues à l'ensemble de l'écosystème.
Projeté	Similaire à « estimée », mais la variable d'intérêt est extrapolée pour l'avenir (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014). Les variables projetées nécessitent une discussion sur la méthode d'extrapolation (p. ex., une justification des hypothèses statistiques ou du modèle d'écosystème utilisé) ainsi que l'extrapolation de menaces actuelles ou potentielles pour l'avenir, y compris leurs taux de changement.

Tableau 3. Un langage calibré pour décrire l'incertitude quantifiée (source : Mastrandrea *et al.* 2010). Il peut être utilisé pour exprimer une estimation probabiliste d'une quantité, d'une déduction binaire ou d'un résultat d'évaluation (p. ex. la magnitude du changement de la distribution, qu'il y ait eu du changement ou non, que le statut de l'écosystème appartienne ou non à une fourchette donnée). La probabilité peut être fondée sur des analyses statistiques ou modélisations, sur l'avis des experts ou sur d'autres analyses quantitatives. Les catégories définies dans cette table peuvent avoir des limites floues (Kauffman et Gupta 1991).

<i>Expression</i>	<i>Probabilité du résultat (probabilité)</i>
<i>Virtuellement certain</i>	99–100%
<i>Très probable</i>	90–100%
<i>Probable</i>	66–100%
<i>Plutôt probable</i>	50–100%
<i>Aussi probable qu'improbable</i>	33–66%
<i>Peu probable</i>	0–33%
<i>Très peu probable</i>	0–10%
<i>Extrêmement peu probable</i>	0–1%

4. Processus d'évaluation

L'évaluation d'un type d'écosystème en fonction des *Critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* est un processus séquentiel. Toutes ses étapes doivent être complétées avant de soumettre l'évaluation (Fig. 6).

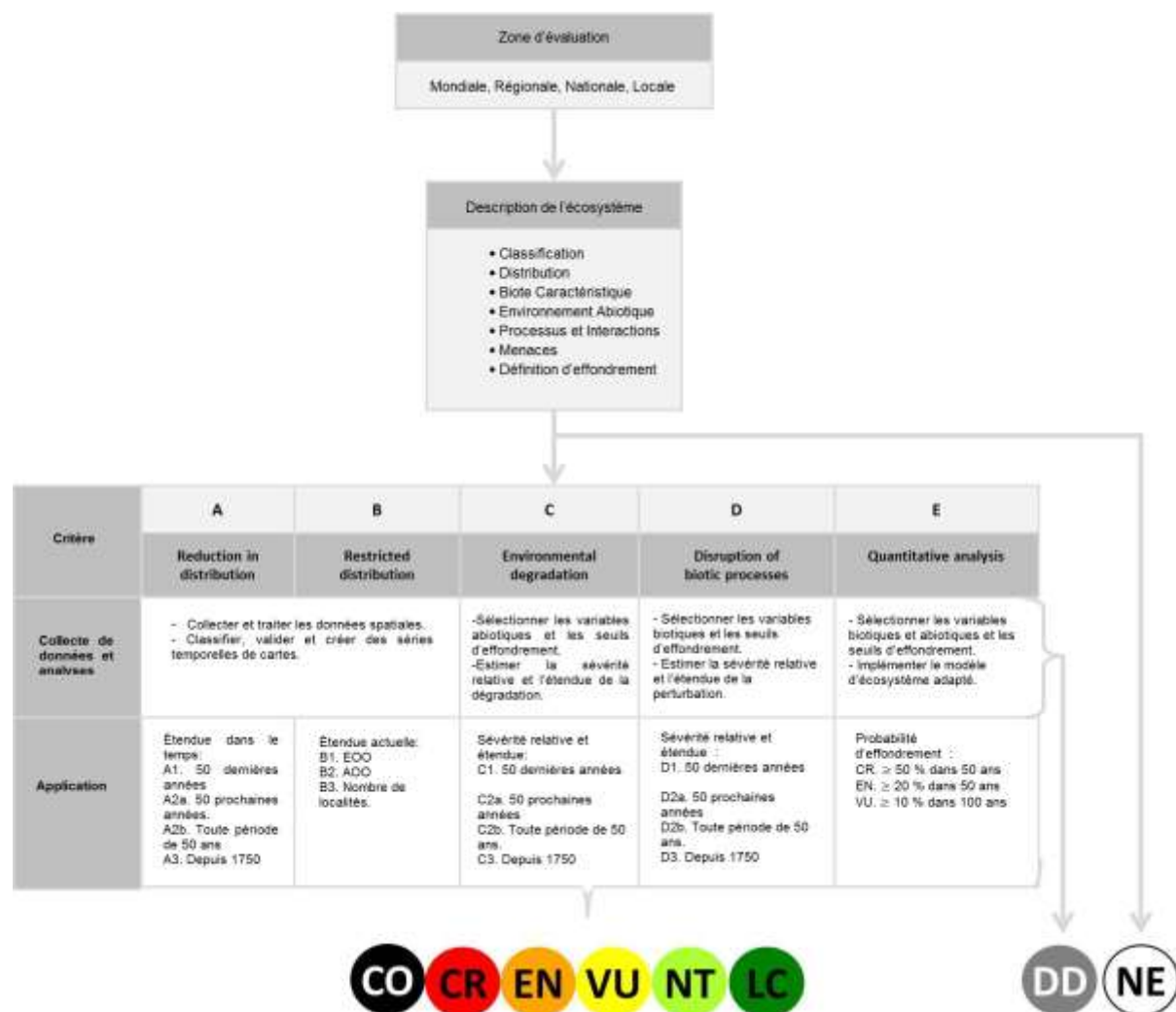


Figure 6. Procédure pour évaluer le risque d'effondrement d'un type d'écosystème.

4.1 Zone d'évaluation

Les évaluations de la Liste Rouge des Écosystèmes (LRE) peuvent être entreprises à l'intérieur de différentes zones géographiques. Les évaluations mondiales considèrent toutes les occurrences d'un type d'écosystème sur toute la planète. Ceci est essentiel pour l'ensemble des écosystèmes amplement définis qui composent la LRE mondiale, et pour documenter les objectifs pour la biodiversité et les stratégies de conservation mondiales. Les évaluations régionales sont possibles : elles sont définies bien souvent par des frontières politiques (évaluations continentales, nationales ou entre plusieurs états) ou écorégionales (bassins océaniques ou bassins versants). Plusieurs listes régionales existent déjà, telles que les listes des écosystèmes menacés d'Allemagne (Blab *et al.* 1995), d'Australie-Occidentale (DEC, 2007), de Finlande (Kontula et Raunio 2009), du Venezuela (Rodríguez *et al.* 2010), d'Autriche (Essl et Egger 2010), de Norvège (Lindgaard et Henriksen 2011), d'Afrique du sud (Driver *et al.* 2012), de Nouvelle Zélande (Holdaway *et al.* 2012) et du Salvador (Crespin et Simonetti 2015), bien que seule cette dernière initiative ait utilisé la version 2.0 des *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*.

Pour l'évaluation des zones régionales, il est généralement conseillé d'évaluer les types d'écosystème selon une résolution thématique plus fine que celle des évaluations mondiales, puisque les évaluations régionales requièrent plus de détails pour soutenir la prise de décisions en ce qui concerne l'utilisation de l'eau et du sol. Par exemple, une LRE nationale peut avoir une plus grande quantité de types d'écosystème divisés de façon plus fine pour une région donnée, par rapport aux évaluations LRE à l'échelle mondiale.

Le même type d'écosystème peut être inscrit dans des catégories de risque différentes dans les évaluations régionales et mondiales. La différence dans le statut dépend de la distribution des processus menaçants dans toute la distribution du type d'écosystème par rapport à ses occurrences à l'intérieur des frontières de l'évaluation régionale. Même si les lignes directrices pour appliquer les *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* n'ont pas encore été développées, certaines règles générales sont applicables :

1. Une description exhaustive des unités d'évaluation (type d'écosystème) est toujours requise. Les zones d'évaluations (frontières politiques) doivent être définies et justifiées clairement au moyen de cartes et d'autres données spatiales ;
2. Aucune modification des catégories ou des critères A, C, D ou E n'est requise pour les évaluations régionales d'écosystèmes. Par conséquent, tous les seuils, périodes d'évaluation, définitions et données requises restent identiques pour les applications régionales de la LRE ;
3. L'application du sous-critère B1 et ses seuils reste identique (Section 5.2). Le plus petit polygone convexe qui englobe toutes les occurrences du type d'écosystème est appliqué, même si ses bords dépassent les limites de la zone d'évaluation. Aucune réduction du plus petit polygone convexe est autorisée, quelles que soient les frontières de la zone d'évaluation ;

4. Lorsque la zone d'évaluation est similaire ou plus petite que l'EOO et l'AOO, les seuils pour la catégorie Vulnérable qui inscrivent les types d'écosystème en fonction du critère B dépendront exclusivement de la satisfaction des sous-critères. Des recherches pour soutenir des outils et des lignes directrices pour l'application du critère B à des zones d'évaluation de petite taille sont actuellement en cours.

4.2 Décrire les unités d'évaluation

Pour garantir la reproductibilité l'application des *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*, la description détaillée des unités d'évaluation est un élément essentiel du processus d'évaluation. Les descriptions et évaluations sont fondées sur une compilation exhaustive de toutes les informations disponibles sur le type d'écosystème considéré. La description du type d'écosystème doit fournir des informations contextuelles à propos de sa classification, décrire clairement les quatre éléments qui définissent le type d'écosystème (biote indigène caractéristique, environnement abiotique, processus et interactions clés et distribution spatiale) et décrire les menaces et les états d'effondrement.

Les évaluateurs doivent utiliser le modèle de description pour les types d'écosystème (Tableau 4) et expliquer pourquoi l'unité choisie pour l'évaluation est reconnue comme différente d'autres types d'écosystème adjacents ou similaires. Quelles sont les caractéristiques clés qui distinguent l'écosystème étudié des autres types d'écosystème ? Les informations qui appuient la description du type d'écosystème doivent être incluses dans la documentation de l'évaluation afin d'être évaluée dans des révisions par des pairs. Il est prévu que toutes les contributions à la LRE mondiale incluent les informations d'appui pertinentes, y compris une liste de références suffisante, cartes, coordonnées géographiques, des photographies illustratives et tout autre information qui facilite la reproductibilité des évaluations. Ces contributions seront disponibles en accès ouvert sur le site web de la Liste Rouge des Écosystèmes (www.iucnrle.org).

Tableau 4. Modèle de description pour les types d'écosystème.

<i>Éléments</i>	<i>Description</i>
Classification	Renvoyer aux classifications écologiques pertinentes : a. Classifications sources. b. Schéma de classification des habitats de l'UICN. c. Classifications écorégionales.
Distribution spatiale	Décrire la distribution et l'étendue : a. Données précises sur la distribution spatiale. b. Estimations d'aires. c. Séries temporelles, projections (passé, présent, futur).
Biote indigène caractéristique	Identifier les traits biotiques caractéristiques : a. Diagnostiquer les taxons indigènes et leur abondance relative par rapport à d'autres types d'écosystème b. Composants fonctionnels du biote caractéristique et leurs rôles dans le système étudié en comparaison à d'autre. c. Limites de la variabilité spatiale et temporelle dans le biote des écosystèmes d. Photographies illustratives.
Environnement abiotique	Identifier les traits abiotiques caractéristiques : a. Descriptions textuelles et citations pour les états et valeurs caractéristiques des variables abiotiques. b. Descriptions graphiques des variables abiotiques. c. Photographies illustratives.
Processus et interactions : – entre les biotes – entre le biote et l'environnement	Décrire les facteurs écosystémiques clés : a. Descriptions textuelles et citations. b. Modèles conceptuels. c. Photographies illustratives.
Menaces	Décrire les menaces principales et leur impact sur le fonctionnement de l'écosystème : a. Descriptions textuelles et citations. b. Diagnostics basés sur le Schéma de classification des menaces de l'UICN. c. Photographies illustratives.
Définition d'effondrement	Décrire les états et seuils d'effondrement spécifiques à chaque écosystème.

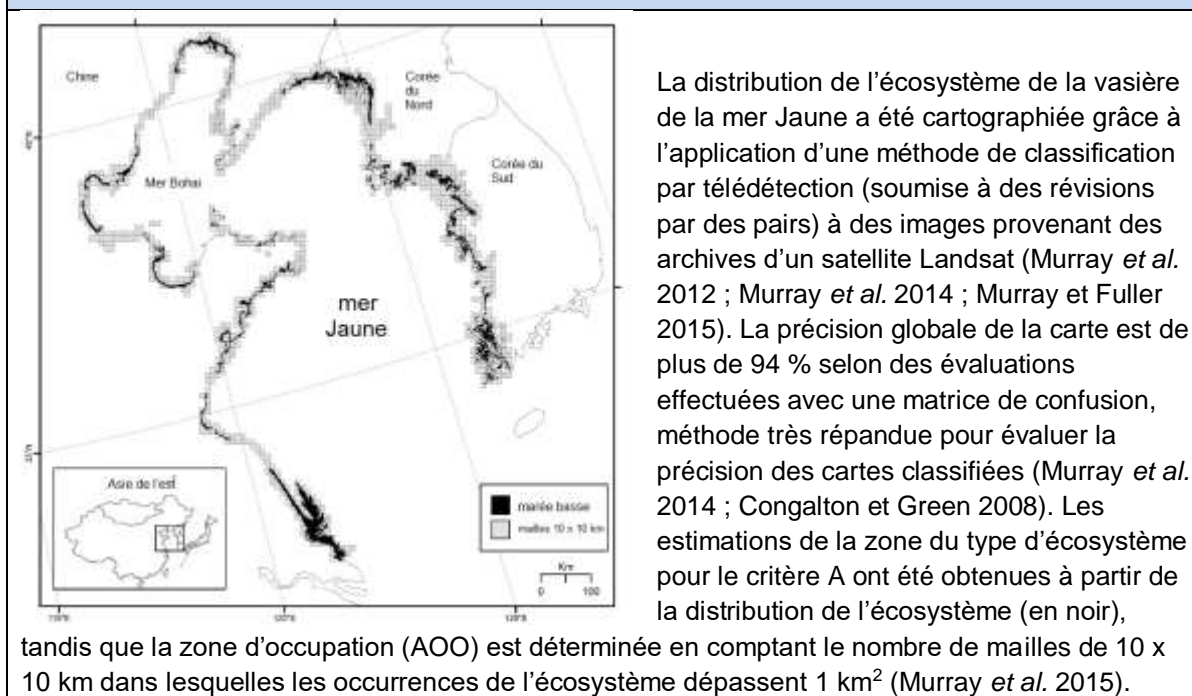
4.2.1 Classification

Les types d'écosystème doivent renvoyer à des classifications d'écosystème pertinentes, y compris les classifications sources (telles que les classifications de végétation pour les écosystèmes terrestres), les classifications régionales et le [Schéma de classification des habitats de l'UICN](http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/habitats-classification-scheme-ver3) (www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/habitats-classification-scheme-ver3). Des renvois à la typologie de la LRE mondiale seront requises une fois que celle-ci sera disponible (3.1.1 Typologies des écosystèmes).

4.2.2 Distribution spatiale

L'information à propos de la distribution spatiale d'un écosystème est mieux représentée par des cartes ou des inventaires de localités. Ils peuvent être obtenus par télédétection, par des modèles de distribution biophysique, par des observations de terrain ou par une combinaison des trois (Encadré 2). Les caractéristiques spatiales de certains écosystèmes (tels que les environnements pélagiques) sont par nature dynamiques sur des périodes d'évaluation relativement courts, de manière que les distributions spatiales peuvent être décrites seulement à des niveaux de résolution très grossiers. Étant donnée la diversité de méthodes et des cartes disponibles, un aspect important de la description consiste à expliquer les raisons pour lesquelles un ensemble de données spatiales est une représentation adéquate de la distribution de l'écosystème. Des informations supplémentaires quant aux descriptions de la distribution spatiale d'un type d'écosystème sont offertes dans les sections 5.1 et 5.2. Les évaluateurs sont encouragés à déposer la carte de l'écosystème dans des répertoires en ligne appropriés.

Encadré 2. Carte de distribution de l'écosystème de la vasière de la mer Jaune.



4.2.3 Biote indigène caractéristique

Le concept de biote indigène caractéristique joue un rôle central dans l'évaluation du risque des écosystèmes. Pour cette raison, il est un composant important de leur description (Encadré 3). Le biote caractéristique indigène inclut les gènes, populations, espèces, assemblages d'espèces et les interactions clés qui : (i) distinguent du point de vue de la composition un écosystème de l'autre (composants diagnostic) ; et (ii) jouent un rôle central en tant que facteurs de la dynamique et des fonctions de l'écosystème : ingénieurs d'écosystème, dominants trophiques ou structurels ou éléments fonctionnellement uniques (composants fonctionnels). Les composants diagnostic du biote indigène caractéristique doivent faire preuve d'un certain degré de singularité dans la composition et identifier les

éléments importants d'un point de vue fonctionnel. En général, l'inventaire exhaustif des espèces n'est pas nécessaire à la description.

Le biote indigène caractéristique est essentiel pour diagnostiquer l'effondrement de l'écosystème puisqu'il définit une partie de l'identité du type d'écosystème. C'est pourquoi la perte du biote indigène caractéristique ou des processus dans lesquels celui-ci joue un rôle fonctionnel signale la transformation de l'identité de l'écosystème, l'effondrement du type d'écosystème et son remplacement par un système nouveau.

Le biote indigène caractéristique peut être défini en termes de taxonomie ou de caractéristiques fonctionnelles (par exemple, composition de la guildes, spectre de caractéristiques, caractéristiques fonctionnelles telles que l'architecture des arbres et coraux) et exclut les espèces exotiques et les espèces rares ou vagabondes qui contribuent peu aux fonctions de l'écosystème. Les exemples du biote indigène caractéristique incluent des espèces endémiques ou presque endémiques du type d'écosystème, des prédateurs qui structurent les communautés d'animaux, des espèces d'arbres qui créent des microclimats dans leurs canopées ou au niveau du sol, des coraux hermatypiques ou des huîtres qui soignent les plantes et promeuvent la diversité de niches pour les poissons et macro-invertébrés qui y cohabitent, de même que les espèces qui créent des sites pour éviter les prédateurs, les animaux fouisseurs, les guildes de fixateurs d'azote, les agents de dispersion clés, responsables du mouvement du biote et des ressources, les plantes tourbogènes, les guildes détritiques et les plantes inflammables qui promeuvent des incendies récurrents.

Encadré 3. Décrire le biote natif indigène (adapté de l'Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013).

Tourbières de plateau, Allemagne

Ce type d'écosystème se caractérise par une végétation dominée par des sphaignes (*Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum fucus*) et par des plantes insectivores telles que les droséras (*Drosera* sp.). La prédominance des sphaignes ainsi que certains processus géomorphologiques et hydrologiques distinguent les tourbières de plateau des autres types d'écosystème. Parmi les espèces typiques des tourbières de plateau allemandes se trouvent des plantes vasculaires telles que l'andromède (*Andromeda polifolia*) et la canneberge (*Vaccinium oxycoccos*), le papillon *Boloria aquilonaris* (Nacré de la canneberge), l'hétérocère *Carsia sororiata* (Cidarie sœur) et le carabe *Agonum ericeti* (Blab *et al.* 1995).

Alvar des Grands Lacs, Amérique du nord

Ce type d'écosystème se caractérise par sa physionomie variable, des prairies pérennes (rarement annuelles) ou fruticées et pavages non vasculaires (couverture d'herbes et arbrisseaux de 5-25 %) aux prairies et fruticées denses (plus de 25 %) parsemées de conifères à feuillage persistant et, plus rarement, de feuillus à feuillage caduc (Reschke *et al.* 1999 ; Catling et Brownell 1995). La composition des espèces comprend un mélange de graminées de prairies d'herbes hautes, phorbes, arbres et arbrisseaux boréaux et sous-boréaux. Parmi les espèces dominantes et différentielles clés se trouvent les espèces pérennes *Schizachyrium scoparium*, *Sporobolus heterolepis*, *Danthonia spicata* et *Deschampsia caespitosa* ; plus rarement : *Sporobolus neglectus*, *Sporobolus vaginiflorus* et *Panicum philadelphicum*. Parmi les arbrisseaux clés, lorsqu'il y en a : *Juniperus communis*, *J. horizontalis*, *Dasiphora fruticosa* ssp. *floribunda* et *Rhus aromatica*. Enfin, les arbres, lorsqu'il y en a, incluent : *Thuja occidentalis*, *Picea glauca*, *Pinus banksiana*, et *Abies balsamea* (vers le nord) et *Juniperus virginiana*, *Quercus macrocarpa* et *Quercus muehlenbergii*

(vers le sud).

Forêt de kelp géant, Alaska

Les forêts de kelp géant d'Alaska sont des assemblages variés d'un point de vue structurel et fonctionnel. Elles se caractérisent par la présence d'espèces d'algues brunes appartenant à l'ordre des Laminariales dont *Nereocystis luetkeana*, *Laminaria groenlandica*, *Alaria fistulosa*, *Agarum fimbriatum* et *Thalasssiophyllum* sp. (Steneck *et al.* 2002). Ces algues créent une architecture forestière superposée, complexe et dynamique, dont la hauteur peut atteindre les 15 m et qui fournit substrat, abri et approvisionnement à un assemblage de faune varié qui comprend des invertébrés épibenthiques herbivores et des prédateurs vertébrés pélagiques (Steneck et Watling, 1982 ; Estes *et al.* 2009). Parmi les invertébrés caractéristiques se trouvent les oursins, *Strongylocentrotus franciscanus*, *S. purpuratus* et *S. droebachiensis*, patelles et l'étoile de mer *Solaster* spp. Les poissons, y compris la morue du Pacifique (*Gadus macrocephaleus*) et l'*Hexagrammos lagocephalus*, sont des prédateurs importants qui dépendent de façon directe ou indirecte de l'écosystème (Reisewitz *et al.* 2006). Se trouvent parmi les mésoprédateurs : la loutre de mer (*Enhydra lutris*), le phoque commun (*Phoca vitulina*), le lion de mer de Steller (*Eumetopias jubatus*) et les otaries à fourrure (*Callhorinus ursinus*). La rhytine de Steller (*Hydrodamalis gigas*), aujourd'hui éteinte, était, parmi les vertébrés, un membre herbivore unique d'un point de vue fonctionnel (Domning, 1972). Les grands prédateurs pélagiques sont aussi des éléments importants de l'écosystème, y compris les orques (*Orcinus orca*) et plus de 15 espèces de grandes baleines comme le grand cachalot (*Physeter macrocephalus*) et le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*). En général, les forêts de kelp sont séparées géographiquement par des masses continentales et des abysses. Les forêts de kelp d'Alaska sont en continuité avec celles de la Californie, mais elles diffèrent du point de vue de la composition en raison de ses assemblages plus divers de macroalgues, y compris *Macrocystis pyrifera*.

Communautés peu profondes d'invertébrés benthiques sous glace, Antarctique (Source : Clark *et al.* 2015)

Les communautés sous glace sont typiquement composées d'un mélange d'animaux suspensivores sessiles et de macro-invertébrés mobiles, dont certains éléments rappellent la faune des abysses tout en existant à quelques mètres de profondeur. La faune sessile inclut les éponges (démospouges, hexactinellides, calcaires) Gorgonaria, Pennatularia, Alcyonaria, Stolonifera, Hydrozoa, Actiniaria, Bryozoa, Brachiopoda, Polychaeta ainsi que des ascidies solitaires et coloniales (Dayton 1990 ; Gili *et al.* 2006). La prédominance de certains taxons sessiles survient à des échelles locales, par exemple, celle des éponges (Dayton 1979 ; McClintock *et al.* 2005) et ascidies (obs. pers.). Une faune au squelette fragile est distinctement abondante, ce qui est probablement dû à un manque de prédateurs durophages (Aronson et Blake 2001) mais aussi à l'énergie d'onde faible sur les côtes protégées par la glace. Des invertébrés mobiles coexistent avec la faune sessile ou peuvent dominer dans certaines régions. Parmi les taxons les plus courants se trouvent les échinodermes (échinides, astéroïdes, ophiuroïdes, holothuries) et les peracarida (amphipodes, isopodes, tanaïdés, mysidacés, cumacés). Tous deux prospèrent en Antarctique et peuvent se trouver abondamment ou dominer. Le reste de l'épifaune mobile inclut des pycnogonides, ostracodes, caridés, téléostéens, opisthobranches, polyplacophores, bivalves et némites (Dayton 1990 ; Gili *et al.* 2006). Plusieurs de ces espèces sont des symbiotes et trouvent leurs habitats dans les invertébrés sessiles, y compris des prédateurs spécialisés tels que les nudibranches, astéroïdes et gastropodes. Certaines espèces, telles que les pycnogonides, affichent une plus grande taille (Gigantisme) que les taxons proches se trouvant dans les régions non-polaires (Chapelle et Peck 1999).

4.2.4 Environnement abiotique

Les descriptions devraient identifier les principales caractéristiques abiotiques qui agissent sur la distribution ou le fonctionnement d'un type d'écosystème, définissent les limites de sa variabilité, soutiennent son biote indigène caractéristique et le différencient d'autres systèmes. Pour ce qui est des principales caractéristiques abiotiques dans les écosystèmes terrestres, il est possible d'inclure les substrats, les sols et les reliefs, ainsi que les limites des principales variables climatiques, tandis que dans les écosystèmes marins et d'eau douce, il est possible d'inclure des aspects clés des régimes hydriques et lumineux, les marées, les courants, les facteurs climatiques et les propriétés physiques et chimiques de la colonne d'eau (Encadré 4).

Encadré 4. Décrire l'environnement abiotique (adapté de l'Annexe 2 dans Keith *et al.* 2013)

Forêt de nuages noueuse et moussue, Île Lord Howe, Australie (source : Auld et Leishman 2015)

La forêt de nuages noueuse et moussue de l'île Lord Howe se produit sur le sommet des plateaux et des crêtes des deux montagnes de l'île Lord Howe. Le climat est tempéré et les parties de l'île se trouvant au niveau de la mer connaissent une température annuelle moyenne de 19.2°C, qui va de 17°C à 25°C l'été et de 14°C à 18°C l'hiver (Mueller-Dombois et Fosberg 1998). Au niveau de la mer, la hauteur moyenne annuelle des précipitations est de 1,717 mm, le maximum étant 2,886 mm et le minimum 998 mm (Mueller-Dombois et Fosberg 1998). Les températures descendent avec l'altitude dans les montagnes méridionales (0.9 pour chaque augmentation de 100 m ; Simmons *et al.* 2012). Les forêts de nuages dans les îles du pacifique se produisent typiquement à 800-900 m a.s.l (Meyer, 2011). Sur l'île Lord Howe, l'écosystème de la forêt de nuages noueuse et moussue se produit à 750 - 875 m a.s.l. Les précipitations annuelles dans l'écosystème de la forêt de nuages sont considérées comme étant bien plus élevées qu'au niveau de la mer (même si cette supposition n'a pas encore été quantifiée) et durent toute l'année (DECC, 2007). Les deux montagnes méridionales (les monts Gower et Lidgbird) sont humidifiées par les précipitations et l'interception directe de l'eau des nuages par les canopées (précipitations horizontales ou dénudation des nuages) et leurs pics sont souvent recouverts de nuages (Auld et Hutton 2004). Les forêts de nuages se caractérisent par des précipitations plus abondantes et des températures plus fraîches que celles des forêts sans nuages (Jarvis et Mulligan 2011), ce qui est valable pour l'écosystème de la forêt de nuages noueuse et moussue (Auld et Leishman 2015).

*Vasière de la mer jaune, Asie de l'est (Source : Murray *et al.* 2015)*

La mer Jaune est une mer close et peu profonde (profondeur moyenne : 45 m environ) dont la géographie environnante comprend une grande variété de paysages : des chaînes montagneuses de la Corée du sud aux plaines côtières peu élevées s'étalant sur la plupart des régions du nord et de l'ouest (Healy *et al.* 2002 ; MacKinnon *et al.* 2012). Les vasières de la mer Jaune sont parmi les plus vastes dans la planète ; dans les régions au marnage macrotidal (> 4m) elles peuvent atteindre une largeur de presque 20 km à marée basse (Healy *et al.* 2002). Une des caractéristiques clés des vasières de la mer Jaune est le passage saisonnier d'un système dominé par l'accrétion à un système dominé par l'érosion dans certaines régions, en fonction des occurrences de la saison de la mousson (Wang et Zhu 1994). L'écosystème dépend de l'action continue d'une série de processus côtiers axés sur le transport et la dynamique des sédiments. Les sédiments sont déposés dans les vasières par les courants de marée et côtiers, où le processus de déposition est influencé par des facteurs tels que la texture et la taille des sédiments, l'occurrence de la végétation, la dynamique des vagues, les précipitations et la composition des communautés benthiques qui facilitent la bioturbation locale, la biodéposition et la biotransformation (Wang *et al.* 2012). L'action des tempêtes, des vents et des vagues entraîne l'érosion maritime des vasières et la diminution de la compression et subsidence des sédiments, de sorte que la captation et le réapprovisionnement des sédiments doivent contrebalancer ces processus pour que la vasière subsiste. Cependant, une caractéristique qui distingue les vasières de la mer Jaune des régions

adjacentes est le fait que l'écosystème des vasières est largement dominé par l'érosion et requiert un transport et un réapprovisionnement de sédiments constant (Healy *et al.* 2002). C'est pourquoi les perturbations dans l'approvisionnement des sédiments par le biais de la réduction des réserves provenant de sources telles que les rivières et l'interruption du transport de sédiments et des mécanismes de déposition sont considérés comme étant les processus principaux qui mènent à la dégradation de l'écosystème (Wang *et al.* 2012).

4.2.5 Processus et interactions

Une compréhension qualitative de la dynamique des écosystèmes est essentielle pour l'évaluation des risques liés au déclin fonctionnel. Des mécanismes génériques de la dynamique de l'écosystème peuvent souvent être déduits à partir des systèmes connexes au cas où le type d'écosystème évalué manquerait d'études directes. Par exemple, les systèmes marins pélagiques sont dominés typiquement par des interactions trophiques dans lesquelles les éléments des principaux niveaux trophiques sont connus, même si les relations prédateur-proie plus particulières ne le sont pas (Estes *et al.* 2009). La dynamique arbre-graminée dans les savanes du monde entier est influencée par le régime des feux, les herbivores et les précipitations, bien que leurs rôles respectifs puissent varier entre les types de savane (Lehmann *et al.* 2014). Toutes les descriptions des types d'écosystème doivent inclure un compte rendu narratif de la dynamique d'écosystème qui concerne les processus écologiques clés et définit l'identité et le comportement des types d'écosystème et les menaces qui peuvent entraîner leur perte ou perturbation.

Un modèle conceptuel des dynamiques d'écosystème clés est requise pour chaque type d'écosystème en tant que composant de l'évaluation. Un modèle conceptuel est un diagramme des processus et menaces écosystémiques clés et il sert quatre objectifs. D'abord, la création d'un modèle conceptuel qui aide les évaluateurs à explorer de façon claire et exhaustive leurs présupposés et à comprendre les processus écosystémiques. Deuxièmement, un modèle conceptuel fournit les bases pour mener l'évaluation du risque, en informant la sélection des variables pertinentes pour l'évaluation des critères C et D (5.3.3 Application). Troisièmement, le modèle conceptuel est un outil de communication qui synthétise de façon efficace les caractéristiques clés d'un type d'écosystème pour les gestionnaires de risque, les praticiens de la conservation, les pairs évaluateurs et la communauté au sens large. Enfin, le modèle conceptuel sert à donner appui au développement d'un modèle quantitatif pour le critère E.

Deux types de modèles conceptuels sont particulièrement utiles pour les évaluations de la LRE : les diagrammes de causes et effets et les diagrammes d'états-transitions (Encadré 5). Les diagrammes de causes et effets décrivent l'interaction et les dépendances entre les composants du modèle, tels que le biote caractéristique, l'environnement abiotique et les menaces (Encadré 5a). Les diagrammes d'états-transitions décrivent des changements entre des états d'écosystème dus à des changements dans l'environnement abiotique ou dans les processus écosystémiques (Encadré 5b). Par exemple, des changements dans le niveau d'eau moyen déterminent la transition entre les états hypersalin dégradé et hypersalin insalubre dans les lagunes de Coorong (Annexe 2 dans Keith *et al.* 2013 ; Lester et Fairweather, 2011 ; Lester et Fairweather 2009).

Un répertoire visuel standard peut aider à développer des diagrammes de causes et effets cohérents (Fig. 7). Le biote caractéristique est représenté par des hexagones verts, les éléments de l'environnement abiotique par des hexagones bleus, les processus biotiques par des ovales verts, les processus abiotiques par des ovales bleus et les menaces par des rectangles rouges. Les relations positives, négatives et hypothétiques peuvent être représentées par des symboles adaptés. L'usage de flèches accompagnées des signes plus et moins est déconseillé. Les composants distincts d'un écosystème fonctionnant ensemble devraient faire partie du même compartiment. Par exemple, la forêt de gonakiers au Sénégal (Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013) peut être décrite au moyen de deux compartiments pour la flore et la faune, motivés par des processus abiotiques influencés par des menaces. (Encadré 5c).

Les lignes directrices pour développer des modèles conceptuels pour les évaluations LRE préconisent :

1. Les modèles conceptuels des types d'écosystème doivent être complets, sans ambiguïté et faciles à comprendre. Ils doivent correspondre aux comptes rendus narratifs des processus et fonctions des écosystèmes, et ne doivent pas introduire d'éléments nouveaux qui n'ont pas été décrits dans le compte rendu. Ils doivent être axés sur les processus qui sont spécialement pertinents pour l'application des critères C et D et pour la définition de l'état d'effondrement du type d'écosystème ;
2. Les modèles conceptuels excessivement complexes sont à éviter, de sorte que les modèles incluront typiquement moins de détails que le texte narratif. Les évaluateurs sont encouragés à considérer attentivement le niveau de complexité et l'organisation hiérarchique du modèle conceptuel, en revenant aux objectifs du modèle conceptuel décrits ci-dessus le cas échéant. Au total, le modèle le moins complexe qui couvre tous les processus de l'écosystème sera le plus adapté (il comprend typiquement moins de 12 éléments) ;
3. L'inclusion de processus pertinents pour d'autres écosystèmes et non pour le type d'écosystème qui fait l'objet de l'étude est déconseillée ;
4. La répétition d'éléments et relations doit être évitée ;
5. Les évaluateurs sont encouragés à utiliser le [Schéma de classification des menaces de l'UICN](#) pour sélectionner les menaces qui conviennent à son système. L'inclusion de facteurs génériques tels que la croissance de la population ou des facteurs économiques n'est pas recommandée.

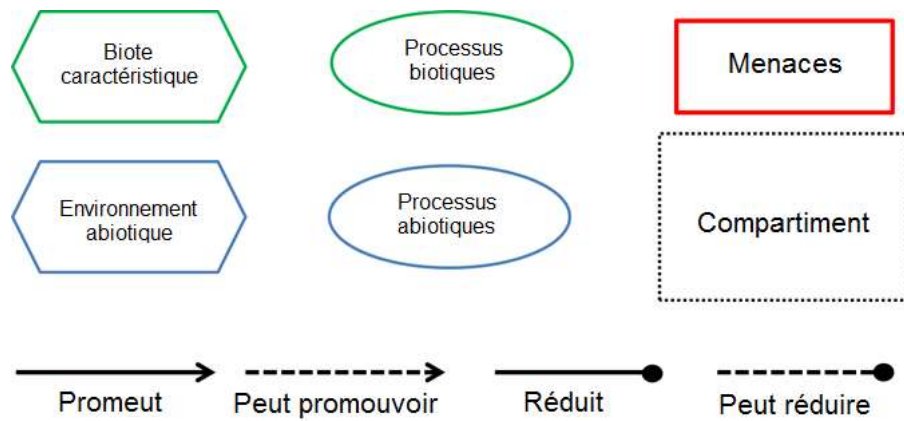
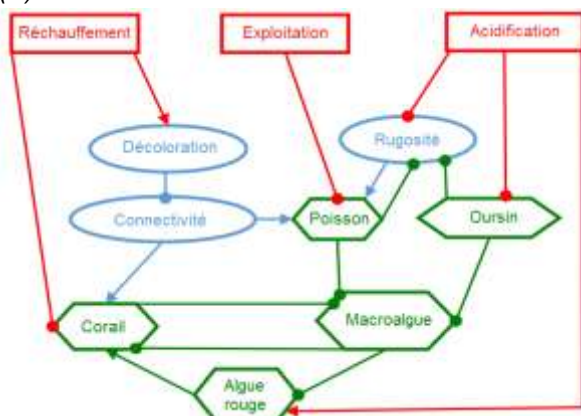


Figure 7. Un répertoire visuel commun pour les modèles cause-effet.

Le développement du modèle conceptuel peut dévoiler des incertitudes dans la compréhension de processus écosystémiques. Il sera peut-être nécessaire d'ébaucher au moins deux modèles conceptuels alternatifs pour représenter cette incertitude. Le raffinement successif du modèle peut aider à explorer et raffiner les processus de l'écosystème et à clarifier le plan du modèle. Des efforts devront être faits afin d'atteindre un modèle conceptuel consensuel du type d'écosystème, en utilisant le texte narratif pour mettre en relief les sources majeures d'incertitude. Au moment d'évaluer le critère E, il peut être utile d'inclure un deuxième modèle, plus complexe, afin de décrire les indicateurs sélectionnés et les relations modélisées entre les différents éléments. Des outils pour assister à la construction de modèles conceptuels sont en cours de développement, y compris un logiciel qui soutienne le développement de modèles conceptuels cohérents. Le logiciel permettra aux usagers de sauvegarder et d'accéder à des modèles conceptuels pour un éventail d'écosystèmes, il utilisera un répertoire visuel commun et évaluera l'effet des menaces sur les processus écosystémiques.

Encadré 5. Modèles conceptuels représentant les processus et interactions

(A) Modèle cause-effet



Modèle cause-effet d'un récif corallien des Caraïbes (Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013). Réchauffement, pollution, exploitation et acidification sont des menaces directes. Décoloration, rugosité et connectivité sont des processus clés de l'écosystème. Le système varie entre des parcelles dominées par des coraux et par des algues.

(B) Diagramme états-transitions

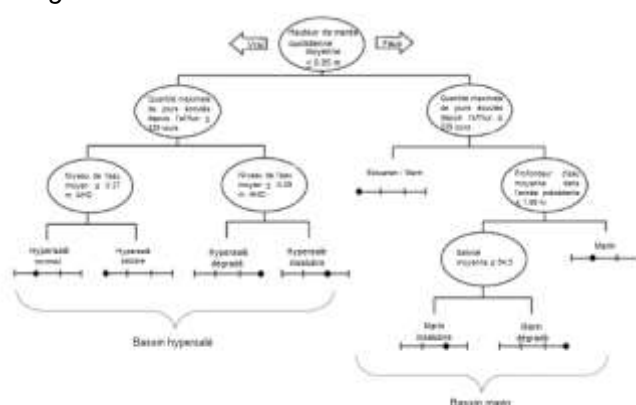
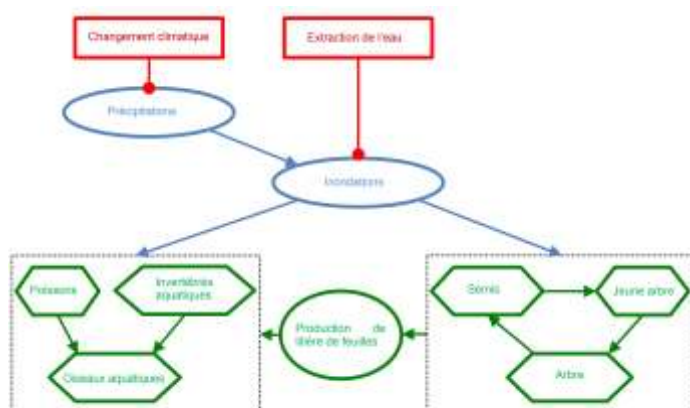


Diagramme des états-transitions du lagon de Coorong en Australie (Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013). La salinité moyenne détermine les transitions entre les états marin insalubre et marin dégradé.

(C) Modèle cause-effet avec compartiments



Modèle cause-effet de la forêt des gonakiers au Sénégal (Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013). Le modèle est composé de deux compartiments. La régénération de la forêt dépend des inondations et contribue à la production de litières de feuilles. La production de litière de feuilles fournit à son tour des nutriments pour la faune aquatique.

4.2.6 Menaces

Un recensement exhaustif des processus qui provoquent les transformations des écosystèmes doit accompagner la description du type d'écosystème. La description des menaces qui pèsent sur un type d'écosystème comporte deux éléments : (i) une brève description et explication des menaces principales à l'origine de la transformation de l'écosystème ; (ii) l'identification des menaces en relation au [Schéma de classification des menaces](#), utilisé dans la Liste Rouge des espèces menacées de l'UICN (UICN, 2015). La description des processus menaçants et des pressions, associée à la classification des menaces se trouvant dans le Schéma de classification des menaces de l'UICN et au modèle conceptuel du type d'écosystème, viendra en aide à l'identification des états d'effondrement et des variables clés pour évaluer les changements dans les fonctions biotiques et abiotiques. Le cadre ci-dessous (facteurs, menaces et pressions) esquisse l'influence des menaces sur les écosystèmes.

Antécédents

Des termes cohérents pour désigner les facteurs, menaces et pressions sont nécessaires pour l'évaluation de l'écosystème (Tableau 5). Une menace directe pesant sur un type d'écosystème ou organisme peut poser une menace indirecte à un autre ou ne poser aucune à d'autres organismes. Par exemple, les pratiques de pêche non durables posent une menace directe aux espèces ciblées ou prises par accident, mais elle peut aussi avoir des effets indirects (négatifs ou positifs) sur leurs prédateurs, proies et concurrents. La complexité des effets demande l'examen et la définition attentifs des menaces pour chaque type d'écosystème.

Tableau 5. Définition de menaces, facteurs et pressions (Salafsky *et al.* 2008).

Terme	Définition	Synonymes
Facteur	Les facteurs ultimes, souvent d'ordre social, économique, politique, institutionnel ou culture qui permettent ou contribuent à la survenance ou persistance de menaces proximales. Il y a typiquement une chaîne de facteurs derrière toute menace directe.	Facteur contributif, facteur sous-jacent, source profonde, menace indirecte, pressions
Menace	Les menaces directes sont des activités ou processus proximaux qui ont agi, agissent ou vont agir sur le statut de l'écosystème évalué (p. ex. la pêche non durable et l'exploitation du bois). Les menaces peuvent être passées (historiques), en cours ou susceptibles d'agir dans l'avenir. Les phénomènes naturels sont aussi considérés des menaces dans certaines situations.	Menaces directes, sources de pression proximales, facteurs de stress
Pressions	Les pressions sont les effets sur les caractéristiques de l'écosystème perturbé par les menaces (p. ex., abondance réduite des espèces clé de voûte, fragmentation de l'habitat), Une pression n'est pas une menace en tant que telle, mais plutôt un symptôme de l'écosystème ciblé qui résulte d'une menace directe. Le protocole de la LRE vise à quantifier ces symptômes afin d'évaluer les déclinés vers les états d'effondrement.	Symptômes, attributs clés dégradés.

Description des menaces

Un résumé des menaces principales qui affectent actuellement ou sont susceptibles d'affecter dans l'avenir le type d'écosystème est une information complémentaire requise pour tous les types d'écosystème. La description fournit une explication brève des menaces principales (passées, présentes et futures), des facteurs qui sous-tendent ces menaces et des pressions et symptômes résultants. L'identification des pressions est un élément très informatif pour la définition des états d'effondrement et dans l'évaluation des critères C et D. L'étendue géographique des menaces doit aussi être décrite. Les évaluateurs peuvent fonder leur description sur des classifications nationales ou régionales des menaces, mais celles-ci ne peuvent être utilisées directement dans le Schéma de classification des menaces de l'UICN. Dans les cas où l'utilisation des classifications des menaces nationales est incontournable, les évaluateurs peuvent signaler à la fois la désignation nationale et celle provenant du Schéma de classification des menaces de l'UICN. L'usage de graphiques, figures et photographies illustratives est encouragé afin de montrer l'impact des menaces sur le biote caractéristique indigène, sur l'environnement physique et sur les interactions mutuelles. L'encadré 6 présente un exemple de description des menaces

Schéma de classification des menaces

La LRE adopte le [Schéma de classification des menaces de l'UICN](http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/threats-classification-scheme) (www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/threats-classification-scheme) dans le but de garantir sa compatibilité avec la Liste Rouge des espèces menacées. Le schéma de classification des menaces est hiérarchique et consiste en trois niveaux de détail en ordre croissant et 12 catégories principales de menace. Pour une évaluation de la LRE, la description des menaces pesant sur type d'écosystème doit correspondre aux menaces contemplées dans le Schéma de classification des menaces de l'UICN. Un code pour les menaces principales affectant le type d'écosystème est requis en tant qu'information complémentaire pour tous les types d'écosystème, sauf s'il n'y a aucune menace connue pesant sur les écosystèmes assignés aux catégories Données Insuffisantes et Préoccupation Mineure. Les évaluateurs doivent diagnostiquer et enregistrer les menaces selon le niveau le plus bas possible dans le schéma de classification des menaces.

Des codes pour les dates, la portée et la sévérité de chacune des menaces principales ne sont pas indispensables mais peuvent être indiqués. Si l'expert décide d'enregistrer aussi les menaces secondaires (à savoir, des menaces qui affectent une proportion très réduite de la distribution), il est alors essentiel que les dates, la portée et la sévérité soient décrites pour toutes les menaces enregistrées. Ceci permettra que les menaces principales et secondaires soient clairement identifiées pour le type d'écosystème et contribuera aux analyses à grande échelle de la LRE. Des orientations pour l'utilisation du [Système de notation de l'impact des menaces de l'UICN](http://www.iucnredlist.org/documents/Dec_2012_Guidance_on_Threat_Impact_Scoring.pdf) (www.iucnredlist.org/documents/Dec_2012_Guidance_on_Threat_Impact_Scoring.pdf) sont disponibles sur le site web de la Liste Rouge des Espèces Menacées de l'UICN (www.iucnredlist.org). Le Système de notation de l'impact des menaces de l'UICN est actuellement en cours de révision ; l'utilisation de ce système n'est donc pas requise à ce stade.

Bien que la prise en compte des pressions décrites dans le [Schéma de classification des pressions de l'UICN](http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-) (www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-

schemes/stresses-classification-scheme) ne soit pas obligatoire, il s'agit d'une information supplémentaire pour les évaluations hautement recommandée. Cette information est utile pour démontrer comment les menaces agissent sur les types d'écosystème listés dans la LRE et peuvent fournir des orientations utiles aux décideurs qui sont à même de répondre aux causes ultimes. Il est possible d'enregistrer des pressions multiples en choisissant simplement un code de menace.

Encadré 6. Décrire les menaces

Coolibah - Les zones boisées de gommiers noirs de l'Australie du sud-est est un type d'écosystème des zones boisées qui dépend des crues et confronte cinq menaces principales (Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013 ; NSW Scientific Committee, 2004). L'expansion et intensification de l'usage des terres agricoles ont remplacé de vastes régions boisées avec des cultures et pâturages pendant les dernières décennies (Keith *et al.* 2009). Par ailleurs, l'extraction de l'eau des rivières pour l'irrigation a altéré le régime des crues et leur étendue spatiale, en réduisant les opportunités de reproduction et dispersion de la flore et la faune caractéristiques (Thoms et Sheldon 2000 ; Thoms 2003 ; Kingsford et Thomas 1995 ; Kingsford et Johnson 1998 ; Kingsford et Auld 2005). Le changement climatique peut aussi agir dans l'avenir sur la disponibilité spatiale et temporelle de l'eau dans le système. Des plantes envahissantes se sont répandues en même temps que l'intensification de l'activité agricole et elles sont en train de réduire la densité et diversité du biote indigène. De plus, l'invasion du phorbe *Phyla canescens* réduit la diversité des plantes indigènes à même le sol (Taylor et Ganf 2005). Cette espèce s'est répandue rapidement grâce à l'altération des régimes hydriques et au broutage persistant du bétail (Earl 2003). Enfin, le surpâturage des chèvres domestiques, lapins et bétail domestique a altéré la composition et la structure de la végétation des zones boisées par la consommation sélective de plantes indigènes succulentes se trouvant à même le sol et de semis d'arbres et arbrisseaux (Reid *et al.* 2011 ; Robertson et Rowling 2000). Ces effets se manifestent surtout sous les arbres et autour des points d'eau, où le bétail concentre ses activités.

Les menaces qui affectent ce type d'écosystème correspondent à cinq menaces (soulignées) et à leurs catégories hiérarchiques dans le Schéma de classification des menaces de l'UICN :

- 2. Agriculture et aquaculture :
 - 2.1 Cultures annuelles et perennes non-ligneuses:
 - 2.1.3 Agriculture agroindustrielle :
 - 2.3 Livestock Farming & Ranching:
 - 2.3.3 Agro-industry Grazing, Ranching or Farming
- 7. Modifications naturelles de l'écosystème :
 - 7.2 Gestion/Utilisation de l'eau et des barrages :
 - 7.2.3 Abstraction de l'eau superficielle (Usage agricole)
- 8. Espèces invasives et autres espèces problématiques, gènes et maladies :
 - 8.1 Espèces non-indigènes / Espèces étrangères / Maladies :
 - 8.1.2 Espèces nommées - *Phyla canescens*
- 11. Changement climatique et climat extrême
 - 11.2 Sécheresse

La description des menaces et pressions ont servi d'appui à la sélection des variables pour évaluer les critères C et D et ont clarifié leur lien avec l'effondrement de ce type d'écosystème. D'après les critères A et B, un type d'écosystème est considéré comme "effondré lorsque sa distribution cartographiée a décliné à zéro en raison des défrichements agricoles." Comme les régimes des crues sont essentiels à la dynamique des écosystèmes et l'extraction d'eau pour l'irrigation constitue une menace majeure, le flux moyen quotidien de la rivière a été identifié comme une variable adaptée à l'évaluation de la dégradation environnementale pour le critère C.

4.2.7 Décrire les états d'effondrement

L'effondrement est un concept clé de la LRE (Section 3.2) qui sous-tend l'application des *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*. Les évaluateurs doivent décrire les(s) état(s) d'effondrement d'un écosystème en se basant sur l'information résumée dans la description du type d'écosystème et dans les modèles conceptuels. Si de multiples états d'effondrement sont possibles (dus, par exemple, à différentes menaces), on doit les décrire avec le même degré de précision. Les descriptions doivent porter sur les traits caractéristiques clés du type d'écosystème. Les seuils d'effondrement pour l'application des critères A et B sont typiquement définis comme étant la perte de 100 % de la distribution spatiale de l'écosystème (c'est-à-dire, 100 % de déclin selon le critère A ; EOO = 0 km² et/ou AOO = aucune maille de 10 x 10 km est occupée selon le critère B). Le choix d'un seuil d'effondrement différent pour les critères A ou B doit être justifié. Les seuils d'effondrement pour l'application des critères C, D et E doivent être identifiés dans l'évaluation de ces critères (5.3.3 Application). Les évaluateurs sont encouragés à fournir des exemples d'occurrences localement effondrées du type d'écosystème pour donner appui à leurs descriptions des états d'effondrement.

Encadré 7. Définir l'effondrement des écosystèmes

La forêt de frênes de montagne de l'Australie du sud-est est un écosystème unique dominé par l'espèce de plante à fleurs la plus grande du monde (*Eucalyptus regnans*). Le frêne de montagne soutien un vaste éventail d'espèces de plantes et une gamme riche de mammifères et oiseaux indigènes, y compris le phalanger de Leadbetter (En danger) et le *Petarus australis* (Vulnérable) (Lindenmayer 2009). La disponibilité des forêts vierges et des creux naturels des arbres est un facteur critique pour la survie des animaux cavicoles (Keith *et al.* 2013 ; Burns *et al.* 2015).

L'effondrement de l'écosystème est atteint dans les cas suivants (Burns *et al.* 2015) :

1. 100 % de la zone où l'écosystème subsiste actuellement n'est plus adapté d'un point de vue bioclimatique (Critère C) ;
2. L'abondance des arbres à creux baisse en dessous d'un par hectare en moyenne dans toute la distribution de l'écosystème (sous-critère D2 et critère E) ;
3. Moins d'un 1 % de la forêt vierge subsiste dans l'écosystème (Sous-critères D1 et D3).

4.3 Évaluer les critères

Chacun des types d'écosystème doit être évalué en fonction de tous les critères de la LRE autant que les données disponibles le permettent. À cette fin, cette section fournit des informations détaillées sur comment collecter les données, effectuer les évaluations, prendre en considération la qualité des données et les incertitudes et documenter les résultats de l'évaluation. Au début de toute évaluation, tous les types d'écosystème sont considérés comme Non Evalués (NE) pour tous les critères. L'étape suivante consiste à déterminer s'il existe ou non des données adaptées à l'application des critères (Fig. 6), ce qui requiert des recherches de donnée dans la littérature scientifique, rapports inédits, opinion des experts,

compte rendus historiques, cartes passées et présentes, images satellite ou n'importe quelle autre source de données pertinentes. Si le conseiller décide de ne pas appliquer un critère, le résultat de l'évaluation de risque pour ce critère demeure Non Évalué. Si un effort de recherche raisonnable indique que les données pertinentes ne sont pas disponibles pour réaliser l'évaluation au regard d'un critère, le résultat de l'évaluation de risque pour ce critère est Données Insuffisantes (DD). La différence entre Non Évalué et Données Insuffisantes est que la mention Non Évalué implique qu'aucune tentative n'a été menée pour obtenir les données pertinentes et évaluer l'écosystème en fonction de ce critère. Si une tentative acceptable a été menée, mais les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes, la catégorie Données Insuffisantes doit être utilisée. Les efforts de recherche pour se procurer les données adaptées doivent être brièvement décrits.

4.4 Résultats des évaluations

Un tableau récapitulatif pour chaque type d'écosystème rend compte des résultats de l'évaluation pour tous les critères et sous-critères ainsi que son état global (Encadré 8). Il y a au total 20 sous-critères dans les *Critères et Catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* ; chacun d'entre eux permet d'assigner une des huit catégories de risque (Fig. 1). Le résultat pour tous les sous-critères compris dans les critères A, B, C et D, ainsi que la méthode employée pour évaluer les sous-critères (i, ii ou iii), doit être décrit pendant le processus d'évaluation.

Certains types d'écosystème appartiendront à la catégorie Données Insuffisantes ou Non Évalués pour certains sous-critères, ce qui doit figurer dans le tableau récapitulatif (Encadré 8). Si tous les sous-critères assignent la catégorie Données Insuffisantes, le résultat global de l'évaluation est Données Insuffisantes. Si tous les critères assignent la catégorie Non Évalué, le résultat global de l'évaluation est Non Évalué. Si tous les sous-critères assignent soit la catégorie Non Évalué soit Données insuffisantes, le résultat global de l'évaluation est Données Insuffisantes.

D'après le principe de précaution et pour garantir que les symptômes de risque les plus sévères déterminent les résultats de l'évaluation, le statut de risque global de l'écosystème correspondra à la catégorie de risque la plus élevée de n'importe quel critère. La méthode principale employée actuellement pour représenter l'incertitude dans l'évaluation des écosystèmes est l'utilisation d'estimations délimitées (Section 4.4.1 Gestion des incertitudes). La limite inférieure du statut global correspond à la plus haute limite inférieure de toutes les catégories qui assignent la même catégorie que celle assignée au statut global. La limite supérieure du statut global est la limite supérieure la plus haute de tous les sous-critères qui assignent la même catégorie que celle assignée au statut global. Par exemple, si un type d'écosystème est assigné à la catégorie EN (limites plausibles EN-CR) d'après le critère B, EN (limites plausibles VU-CR) selon le critère D et à des catégories inférieures selon les autres critères (par exemple, NT selon le critère A, LC selon le critère C et DD selon le critère E), alors le statut global sera EN (limites plausibles VU-CR).

Encadré 8. Résultat de l'évaluation (Adopté de l'Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013)

Récifs coralliens des Caraïbes

Les récifs coralliens des Caraïbes sont majoritairement des récifs frangeants et barrière, séparés des îles et du littoral par des platiers coralliens, par des eaux peu profondes ou par des lagons légèrement plus profonds (Alevizon 2010). Étant donné les difficultés liées à l'estimation par télédétection de la distribution des coraux vivants et des écosystèmes marins mosaïques, l'écosystème est inscrit dans la catégorie Données Insuffisantes pour tous les sous-critères du critère A. L'écosystème est assigné à la catégorie Préoccupation Mineure pour tous les sous-critères du critère B en raison de la vaste étendue de la zone d'occurrence, de la zone d'occupation et du nombre de localités. Les données du critère C sont actuellement en révision ; au moment de la rédaction de ces lignes directrices, l'écosystème était inscrit dans la catégorie Non Évalué au regard de tous les sous-critères du critère C. Les données quant à la couverture corallienne et la rugosité des récifs mènent à des estimations similaires pour le sous-critère D1 : En Danger (limites plausibles Vulnérable-En Danger Critique). Aucune projection n'est disponible en ce qui concerne les perturbations futures des interactions biotiques, de sorte que l'écosystème est inscrit dans la catégorie Données Insuffisantes pour le critère D2. L'écosystème est inscrit dans la catégorie En Danger selon le sous-critère D3 compte tenu des données historiques. Aucune analyse quantitative n'a été menée pour évaluer le critère E3, de sorte que son statut au regard du critère E est Non Évalué. Le statut global qui correspond le mieux aux récifs coralliens des Caraïbes est En Danger (limites plausibles En Danger - En Danger Critique).

Critère	A	B	C	D	E	Global
Sous-critère 1	DD	LC	NE	EN (VU-CR)	NE	EN (EN-CR)
Sous-critère 2	DD	LC	NE	DD		
Sous-critère 3	DD	LC	NE	EN		

Marécages de terres hautes de l'Australie du Sud-Est

Les marécages de terres hautes de l'Australie du sud-est sont des marais sans arbres qui démarquent des frontières abruptes avec les forêts d'eucalyptus et les zones boisées environnantes qui poussent dans des sols mieux drainés (Keith et Myerscough 1993). Ils sont étroitement liés aux précipitations abondantes et à l'humidité. Les interactions entre les processus hydriques et les régimes des feux sont cruciaux pour le développement des marécages de terres hautes et pour le maintien de leur biote caractéristique divers. Pour évaluer des déclinés futurs liés au changement climatique, Keith *et al.* (2013) a utilisé une fourchette de modèles de distribution bioclimatique plausibles pour cet écosystème dans le but de prédire sa distribution dans des contextes climatiques futurs. D'après ces modèles, la distribution de l'écosystème connaîtra un déclin projeté de 58 % - 90 % (médiane : 74 %) dans les 50 prochaines années. Pour cette raison, le statut assigné à cet écosystème est En Danger (limites plausibles En Danger - En Danger Critique) d'après le critère A2. Les mêmes modèles de distribution qui ont été utilisés pour évaluer les changements futurs dans la distribution ont été utilisés pour évaluer les tendances concernant la comptabilité climatique d'après le critère C. De 1983 à 2009, l'abondance totale des espèces ligneuses capables de recépage a décliné de 37 % en moyenne dans 72 % des sites échantillonnés. Ces déclinés sont à peine en-dessous des seuils de sévérité et d'étendue, respectivement, pour la catégorie Vulnérable d'après le critère D1, en supposant que l'abondance zéro de ces espèces marque le point d'effondrement de l'écosystème. Aucune donnée n'est disponible avant 1983, mais si les déclinés actuels ont commencé avant cette période, ils pourraient dépasser les seuils pour le statut Vulnérable. Le statut du type d'écosystème est probablement Quasi Menacé (limites plausibles Quasi Menacé-Vulnérable) d'après le critère D1. Le statut global de risque le mieux adapté pour les marécages de terres hautes est En Danger (limites plausibles En Danger - En Danger Critique).

Critère	A	B	C	D	E	Global
Sous-critère 1	LC	EN	LC	NT(NT-VU)	DD	EN(EN-CR)
Sous-critère 2	EN(EN-CR)	EN	EN(EN-CR)	DD		
Sous-critère 3	LC	LC	DD	DD		

4.4.1 Gérer l'incertitude

L'incertitude dans n'importe quelle information utilisée dans l'évaluation des critères doit être répartie sur toute l'évaluation et indiquée dans les résultats. Indiquer simultanément la catégorie de risque la plus probable et les autres catégories plausibles, compte tenu des incertitudes des données, est plus utile que la simple indication de la catégorie la plus probable. Les estimations délimitées sont le moyen le plus simple pour caractériser l'incertitude. Les estimations délimitées représentent une fourchette des valeurs alternatives plausibles d'une mesure. Elles peuvent prendre en compte l'incertitude dans les seuils qui décrivent les états d'effondrement (Fig. 3 et Encadré 1), les estimations cartographiées des changements dans la distribution (Encadré 9) et l'estimation des variables pour mesurer la sévérité relative pour les critères C et D (Encadrés 11 et 12). Les limites supérieure et inférieure d'une estimation peuvent être propagées sur l'évaluation en répétant la même analyse pour les meilleures estimations et pour les limites inférieures et supérieures. Par exemple, si le déclin de la distribution d'un type d'écosystème est estimé à 75-85 % dans les 50 dernières années, l'écosystème peut être inscrit de manière plausible dans la catégorie En Danger (déclin de 50 - 80 % à partir de la limite inférieure) ou En Danger critique d'après le sous-critère A1 (plus de 80 % à partir de la meilleure estimation et de la limite supérieure). La gestion de l'incertitude dans les évaluations de risque puise largement dans les expériences de la Liste Rouge des espèces menacées de la LRE (Newton 2010 ; Regan et Colyvan 2000 ; Akcakaya *et al.* 2000).

4.5 Documentation

Tous les documents doivent être accompagnés d'une documentation et d'informations supplémentaires, lesquelles sont soumises à des révisions par les pairs (6. Révision par les pairs et publication) et doivent être disponibles lorsque l'évaluation est achevée (des exemples sont disponibles sur le site de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN: www.iucnrl.org). Tous les champs requis dans la base de données de la LRE doivent être aussi remplis (voir le site de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN). La documentation doit inclure les sections suivantes :

1. Sommaire. Il s'agit d'un bref résumé (autour de 200 mots) qui décrit toute l'évaluation de façon synthétique, y compris la zone d'évaluation, le type d'écosystème étudié, ses traits caractéristiques, les processus menaçants et le résultat de l'évaluation ;
2. Description de l'écosystème. Une description exhaustive du type d'écosystème, y compris les éléments listés dans le tableau 4 ;
3. Évaluation de risque. Cette section doit inclure des informations spécifiques sur l'application et des résultats de chaque critère, c'est-à-dire, déductions, analyses

statistiques et analyses spatiales. Elle doit inclure aussi des considérations sur les présupposés et limitations de l'évaluation ainsi que les données supplémentaires requises. Des orientations supplémentaires sont disponibles dans la Section 5 ;

4. Sources. Une liste complète des sources utilisées dans les évaluations doit être incluse.

5. Critères et menaces

Le modèle d'évaluation de risque de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN (LRE) comprend cinq critères pour évaluer le risque d'effondrement des écosystèmes (Tableau 6). Cette section expose les grandes lignes de la théorie, seuils et sous-critères pertinents pour l'application de chaque critère. Un tableau récapitulatif des *Critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN* est fourni dans l'Annexe 2.

Tableau 6. Finalités de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN.

<i>Critère</i>		<i>Finalité</i>
A	Réduction dans la distribution spatiale	Identifier les écosystèmes qui subissent des déclin de distribution, la plupart du temps en raison de menaces qui entraînent la perte et la fragmentation de l'écosystème.
B	Distribution spatiale restreinte	Identifie les écosystèmes peu répandus qui sont sensibles aux menaces spatialement explicites et aux catastrophes.
C	Dégradation environnementale	Identifie les écosystèmes qui subissent une dégradation environnementale.
D	Perturbation des processus ou interactions biotiques	Identifie des écosystèmes qui subissent la perte ou la perturbation des processus et interactions biotiques clés.
E	Analyse quantitative qui estime la probabilité d'effondrement de l'écosystème	Permet d'intégrer l'évaluation de multiples menaces, symptômes et leurs interactions.

5.1 Critère A. Réduction de la distribution spatiale

5.1.1 Théorie

Le déclin de la distribution spatiale —défini comme la totalité des occurrences d'un type d'écosystème— agit sur le risque d'effondrement : (i) en réduisant la capacité des écosystème à maintenir son biote indigène caractéristique ; et (ii) en le fragilisant vis-à-vis de menaces nouvelles (Keith *et al.* 2013). La perte du biote caractéristique natif liée au déclin de la distribution survient typiquement par la réduction de la capacité de charge pour les espèces qui composent l'écosystème, de la diversité de niche, et des opportunités pour la partition spatiale des ressources et par une plus grande susceptibilité aux concurrents, prédateurs et menaces (MacArthur et Wilson 1967 ; Shi *et al.* 2010 ; Harpole et Tilman 2007 ; Hanski 1998 ; McKnight *et al.* 2007). Le taux de déclin de la distribution de l'écosystème reflète son parcours vers l'effondrement, qui implique typiquement la disparition totale des occurrences du type d'écosystème (l'étendue de la distribution décline à 0).

5.1.2 Seuils et sous-critères

Un écosystème peut être classifié conformément au critère A s'il est conforme aux seuils d'un des quatre sous-critères (A1, A2a, A2b, A3), quantifiés en tant que déclin de la distribution spatiale sur les périodes d'évaluation suivantes :

Sous-critères	Période de temps	CR	EN	VU
A1	Passé (sur les 50 dernières années)	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2a	Futur (sur les 50 prochaines années)	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2b	Toute période de 50 ans comprenant le passé, le présent et le futur	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A3	Historique : Depuis 1750	≥ 90 %	≥ 70 %	≥ 50 %

5.1.3 Application

Exigences en matière des données

Le taux de déclin de la distribution est typiquement estimé à partir d'ensembles de données des séries temporelles adaptés au type d'écosystème étudié. Les cartes de l'écosystème —telles que celles dérivées des classifications par télédétection, des modèles de distribution, des observations de terrain et des données historiques— sont la source principale de données pour les évaluations au regard du critère A. Lorsque plus d'une source de données est disponible (plusieurs cartes de végétation ou estimations produites à partir de plusieurs méthodes), les évaluateurs doivent d'abord évaluer de façon critique l'efficacité des alternatives en tant que représentations de la distribution du type d'écosystème. Si plus d'une source de données est adaptée, les évaluateurs doivent calculer les estimations pour chaque source de données et explorer le degré de sensibilité du statut de l'écosystème à l'incertitude des données (Section 4.4.1. Gérer l'incertitude). La réduction nette de la redistribution produira un intervalle d'estimations générées par chacune des sources de données.

Les données obtenues par télédétection sont essentielles pour cartographier la distribution de nombreux écosystèmes terrestres et marins qui présentent des signes distinctifs interprétables ou plusieurs formes d'imagerie (par exemple, Fig. 8). Lorsque les ensembles de données régionales ou locales font défaut, des ensembles de données mondiaux, tels que ceux disponibles pour les forêts (Hansen *et al.* 2013), les mangroves (Giri *et al.* 2011) et les récifs coralliens (Andréfouët *et al.* 2006), peuvent servir de modèle pour superposer des classifications adaptées.

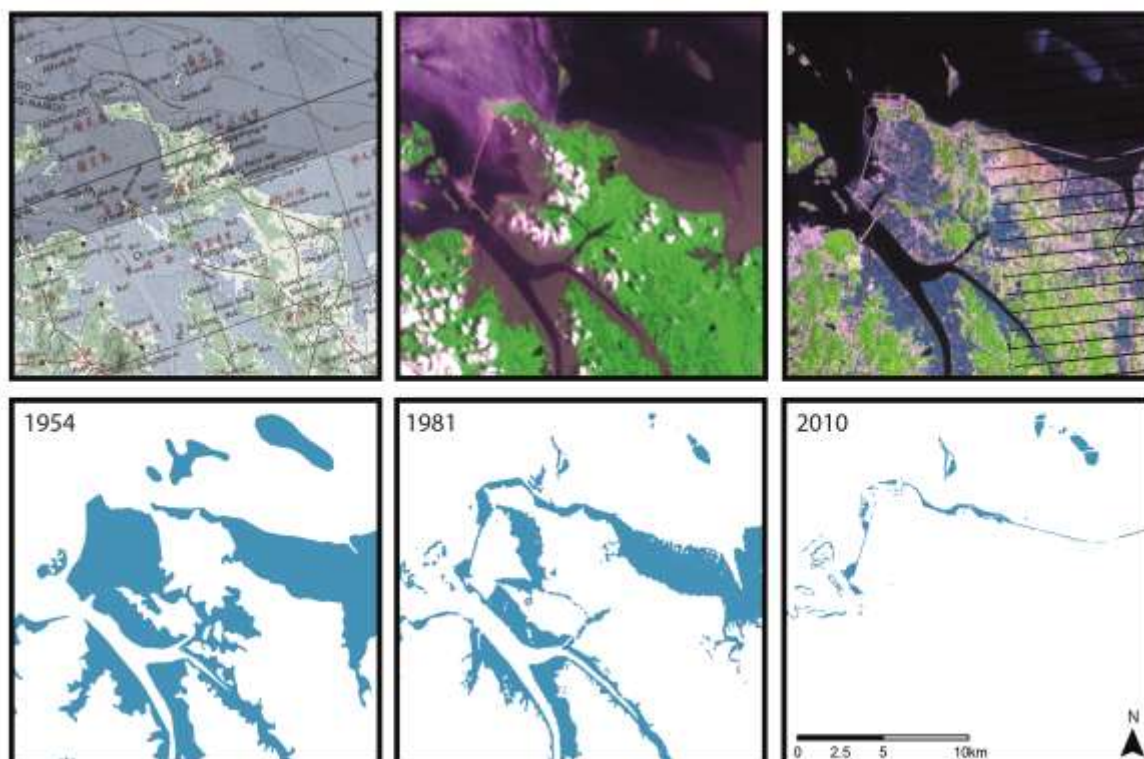


Figure 8. Des séries temporelles de cartes de la distribution d'un écosystème fournissent des informations sur le risque d'effondrement. Ici, les cartes historiques topographiques (1954) et un ensemble d'images provenant des archives des satellites Landsat (1981, 2010) permettent la création d'une série temporelle standardisée de l'aire de l'écosystème des vasières de la mer Jaune qui sera développée pour évaluation d'après le critère A (Murray *et al.* 2014 ; Murray *et al.* 2015 ; Murray *et al.* 2012).

Dans certains cas, des substituts spatiaux pour la distribution des écosystèmes peuvent être employés, tels que les observations de terrain d'assemblages d'organismes, espèces clé de voûte, climat, substrat, topographie, bathymétrie, courants océaniques, régimes des crues, aquifères ou toute combinaison de ces éléments tant qu'il soit possible de justifier leur choix en tant que représentations valides de la distribution du biote de l'écosystème ou de sa niche écologique. Par exemple, des cartes des facteurs physiques, tels que les caractéristiques du plancher océanique, les courants océaniques, la température et composition de l'eau, peuvent être adaptées aux écosystèmes marins tant qu'elles reflètent des tendances dans la capacité de charge et dans la diversité de la niche pour le biote caractéristique (Keith *et al.* 2013).

Les modèles de distribution spatiale offrent l'opportunité de choisir et de combiner formellement l'ensemble le plus adapté de substituts spatiaux afin de prédire les distributions de l'écosystème. Par exemple, Clark *et al.* (2015) utilise des données spatiales bathymétriques et des données obtenues par télédétection relatives à la concentration de la glace marine pour modéliser la distribution des conditions lumineuses adaptées aux communautés sous glace d'invertébrés marins benthiques en Antarctique. Ces modèles sont particulièrement utiles pour projeter des séries temporelles de la distribution de l'écosystème vers l'avenir afin d'évaluer le critère A2. Keith *et al.* (2014) a modélisé la distribution d'un écosystème marécageux dans un contexte climatique futur à partir d'une carte issue de la télédétection des marécages actuels et des variables prédictives hydrologiques portant sur le climat, le substrat et le terrain. Dans les deux études, une compréhension mécaniste de la relation entre l'occurrence de l'écosystème et les facteurs environnementaux limitants a été fondamentale pour développer une carte adaptée de l'écosystème.

Méthodes

Pour appliquer le critère A, au moins deux estimations comparables de la distribution de l'écosystème à des moments différents sont requises. Il ne revient pas à ces lignes directrices de fournir des informations détaillées quant à l'évaluation de l'acquisition, classification et précision des données spatiales. Cependant, il est supposé que les données spatiales utilisées pour les évaluations conformément au critère A respectent les conditions suivantes : (i) elles sont comparables sur les périodes d'évaluation (non biaisées) ; (ii) suffisamment précises (Congalton et Green 2008) ; et (iii) la taille de grain est adaptée au type d'écosystème évalué. Même si les évaluations peuvent être achevées avec seulement deux estimations de données (voir ci-dessous), des efforts doivent être réalisés pour garantir que les modèles statistiques du changement de l'écosystème sont suffisamment puissants et que toutes les hypothèses du modèle sont considérées dans l'analyse. De bonnes pratiques dans le traitement et analyse des données (Olofsson *et al.* 2014 ; Olofsson *et al.* 2013 ; Fuller *et al.* 2003) doivent être mises en œuvre pour minimiser les biais dans les estimations du changement de superficie à partir de l'ensemble de données de la série temporelle qui servent à réaliser l'évaluation en fonction du critère A.

Le sous-critère A1 peut être directement évalué si les données sont disponibles pour les 50 dernières années, y compris le présent. Cependant, il est rare que des données brutes soient disponibles pour la période d'évaluation exacte requise par les évaluations de la LRE. Le plus souvent, les évaluateurs doivent faire appel à des méthodes d'interpolation et extrapolation ou à des prédictions pour calculer les estimations concernant le changement de distribution sur les dernières 50 années (A1), les prochaines 50 années ou depuis 1750 (A3). Ceci implique des hypothèses à propos de la nature ou tendance du changement qui doivent être expliquées et justifiées dans la documentation. Pour étayer les calculs, un tableur est disponible sur le site internet de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN (www.iucnrl.org). Plusieurs outils d'appui pour cette étape sont en cours de développement et seront disponibles sur le site web dans l'avenir.

Hypothèses

Que les déductions soient faites à partir d'une série temporelle d'images satellite ou à partir d'autres sources de données, deux aspects importants agissent de façon cruciale sur les évaluations : (i) les hypothèses à propos du taux de déclin ; (ii) le nombre de points dans la série temporelle. Lorsque le taux de déclin est estimé à partir de deux observations (des cartes, par exemple) sur une période d'évaluation spécifique, les évaluateurs doivent utiliser les informations à propos des causes et du contexte du déclin afin de déduire son parcours probable (Fig. 9).

Bien que le critère A puisse être appliqué avec seulement deux points de données, des données supplémentaires faciliteront un diagnostic plus certain en ce qui concerne la forme du parcours, l'ajustement de modèles statistiques alternatifs et permettront par conséquent des interpolations, extrapolations et prédictions plus précises. La sélection du modèle statistique doit toujours prendre en compte les causes et le contexte du déclin. Les évaluateurs doivent garantir que les hypothèses du modèle soient satisfaites de façon adéquate. Au moins deux scénarios alternatifs plausibles doivent être explorés.

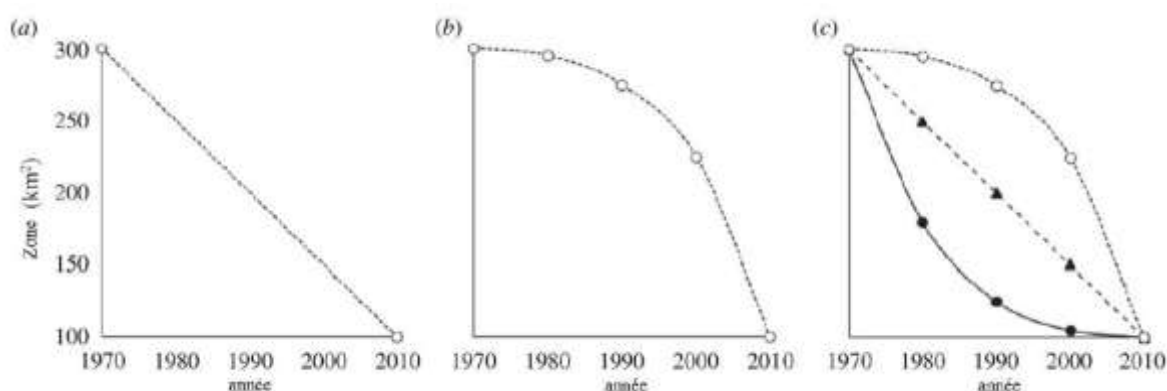


Figure 9. Tous les parcours de la taille de la distribution dans cette figure ont les mêmes points finaux : 300 km² en 1970 et 100 km² en 2010. Une interpolation simple des deux extrêmes présuppose un déclin linéaire (graphique à gauche). L'addition d'estimations intermédiaires peut aussi dévoiler que le déclin n'est pas linéaire (graphique centrale). Des types d'écosystème différents peuvent exhiber aussi des parcours contrastés avec des points finaux identiques : les projections futures de la distribution, compte tenu de ces parcours, différerait sans aucun doute (graphique à droite).

La figure 10 illustre deux scénarios alternatifs pour un modèle de type d'écosystème inspiré du de la zone boisée de coolibahs et gommiers noirs, un écosystème qui se trouve sur un lit d'inondation semi-aride en Australie orientale (Keith *et al.* 2009). Dans un des scénarios (PRD), le taux de déclin est proportionnel : une fraction constante de la distribution rémanente disparaît chaque année. L'aire disparue diminue dans la durée (Fig. 10). Dans le deuxième scénario (ARD), une aire aux dimensions constantes disparaît chaque année, en produisant une tendance de déclin linéaire. Ces deux scénarios peuvent être modélisés au moyen de fonctions exponentiels (PRD) et linéaires (ARD), respectivement. Les changements prédits de ces modèles alternatifs divergent de plus en plus au fur et à mesure qu'ils sont extrapolés vers l'avenir. En l'absence de tout autre information, l'examen des taux de déclin selon des tendances proportionnelles (PRD) et linéaires (ARD) permet l'évaluation du statut de l'écosystème en fonction de scénarios relativement optimistes et pessimistes (Encadré 9). Cependant, une plus longue série temporelle —accompagnée d'une meilleure

compréhension des facteurs de changement : le contexte réglementaire, la variabilité régionale quant aux aptitudes du terrain et l'étendue des tenures protégées dans toute la distribution de l'écosystème— peut contribuer au choix de modèles plus réalistes. Ces modèles produiront des limites d'incertitude plus étroites pour estimer le changement dans la distribution. Par exemple, les écosystème se trouvant aux premières étapes de l'exploitation à grande échelle exhiberont plus probablement des tendances de déclin linéaires (ARD) que ceux qui se trouvent à un état de déclin avancé.

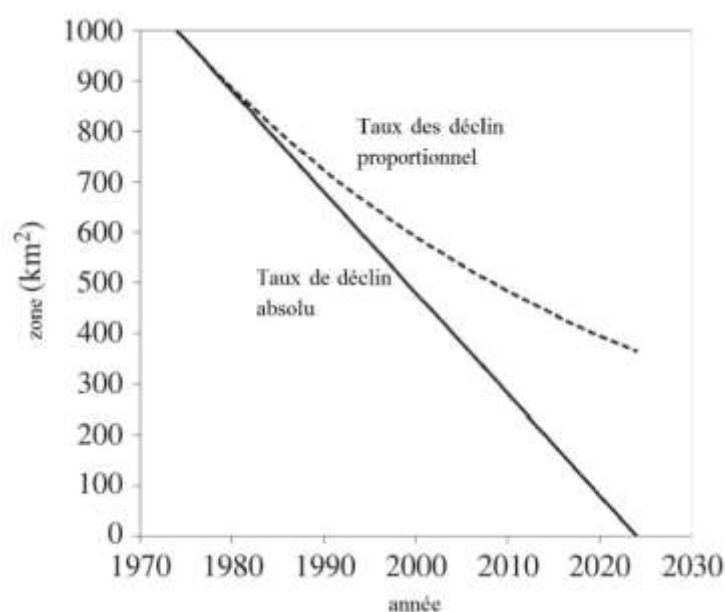


Figure 10. Des scénarios alternatifs pour le déclin de la distribution d'un écosystème modèle (Keith *et al.* 2009 ; Keith *et al.* 2013). La figure montre un écosystème avec une aire initiale (1974) de 1000 km². Il a décliné à un taux de 2 % annuellement pendant les 50 années suivantes, mais le résultat est substantiellement différent pour les déclins proportionnel (PRD) et absolu (ARD). Dans PRD, le déclin est une fraction de l'aire rémanente de l'année précédente ($0.02 \times$ aire de l'année précédente), tandis que dans ARD l'aire soustraite chaque année est une fraction constante de l'aire de l'écosystème au début du déclin ($0.02 \times 1000 = 20 \text{ km}^2/\text{an}$). D'après un scénario PRD, cet écosystème serait considéré En Danger conformément au critère A2b (déclin de 50 % sur toute période de 50 ans y compris le présent et l'avenir), tandis que, d'après un scénario ARD, il aurait disparu d'ici 2024 et serait inscrit dans la catégorie effondré.

Encadré 9. Taux de déclin proportionnel et absolu (Critère A)

La Sierra de Perijá est une chaîne montagneuse qui sépare le nord-ouest vénézuélien du nord-est colombien. Les forêts humides du côté vénézuélien de Perijá sont menacées par l'expansion d'activités agricoles à grande échelle et d'un tubercule, le chou Caraïbe (*Xanthosoma sagittifolium*). Au moyen d'images des satellites Landsat, il a été estimé qu'en 1986 la forêt humide sur les lignes de partage des rivières Guasare, Sucuy et Cachirí s'étalait sur une aire de 328 km², tandis qu'en 2001 l'aire s'était réduite à 198 km². Ces deux estimations ont permis d'évaluer le statut de l'écosystème conformément au critère A2 ; la période 1986-2001 a servi à estimer le taux de changement observé sur 15 ans, puis à extrapoler les pertes projetées vers 2036.

De différentes hypothèses à propos du taux et du type de déclin mènent à des estimations différentes quant à l'étendue de ces forêts humides en 2036. En 2001, la forêt occupait une aire de 198 km², soit 60,4 % de l'aire estimée en 1986. Elle a connu donc un déclin proportionnel annuel de 3,3 % en moyenne. L'étape suivante consiste à considérer comment ce taux peut changer dans la durée pour projeter les pertes en 2036. Si l'on suppose un taux de déclin proportionnel (PRD) entre 2001 et 2036, le déclin total est de 81,5 % entre 1986 et 2036. En revanche, si l'on suppose un taux de déclin absolu (ARD), le déclin anticipé est de 100 % en 2024. D'après le critère A2b, le PRD mène à la classification En Danger Critique (taux de déclin au-dessus du 80 % sur n'importe quelle période de 50 ans comprenant le passé et le présent), tandis que ARD mène, pour le moins, à la classification En Danger Critique, bien qu'il soit peu probable que l'écosystème s'effondre entièrement si des fragments de la forêt subsistent sur des terrains montagneux moins accessibles. En conclusion, l'écosystème est considéré comme étant En Danger Critique (CR) d'après le sous-critère A2b. Des informations à propos de la forme la plus probable du déclin peuvent aider à déterminer laquelle parmi ces deux catégories plausibles doit être indiquée comme représentant la meilleure estimation.

Documentation

Les évaluateurs doivent : (i) citer les répertoires de données utilisées dans l'évaluation pour les séries temporelles des distributions de l'écosystème (sur le site de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN se trouve une liste de répertoires de données spatiales conseillées : www.iucnrl.org) ; (ii) lister toutes les sources bibliographiques pertinentes ; (iii) justifier l'utilisation des données spatiales en tant que représentation adaptée de la distribution du type d'écosystème étudié ; (iv) justifier les hypothèses et les scénarios alternatifs utilisés dans l'interpolation, extrapolation ou prédiction des changements de la distribution à partir des données disponibles ; (v) expliquer les méthodes de calcul, y compris les seuils d'effondrement supposés. Par ailleurs, les évaluateurs sont encouragés à décrire la source des données spatiales (comme par exemple, le type de détecteur du satellite) et la résolution spatiale (taille de grain) et à commenter le degré de précision de toutes les cartes classifiées.

5.2.1 Théorie

5.2.2 Seuils et sous-critères

<i>Sous-critères Measure of geographic distribution</i>		CR	EN	VU
B1	<p>L'étendue du plus petit polygone convexe (km²) englobant toutes les occurrences (zone d'occurrence, EOO) :</p> <p>ET au moins un des cas de figure suivants (a-c) :</p> <p>(a) Un déclin continu observé ou déduit SOIT dans:</p> <ul style="list-style-type: none"> i. une mesure de l'étendue spatiale adaptée à l'écosystème ; OU ii.une mesure de la qualité environnementale adaptée au biote caractéristique de l'écosystème ; OU iii une mesure de la perturbation des interactions biotiques adaptée au biote caractéristique de l'écosystème. <p>(b) Des processus menaçants observés ou d qui risquent d'entraîner des déclins continus dans la distribution géographique, dans la qualité environnementale ou dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années.</p> <p>(c) Les écosystèmes existent sur :</p>	≤ 2,000 1 localité	≤ 20,000 ≤ 5 localités	≤ 50,000 ≤ 10 localités
B2	<p>Le nombre de mailles de 10 x 10 km occupées (zone d'occupation, AOO) :</p> <p>ET au moins un des cas de figure a-c mentionnés ci-dessus (même sous-critère que pour B1)</p>	≤ 2	≤ 20	≤ 50
B3	Un nombre très limité de localités (en général moins de 5)	ET Exposé aux		VU

impacts des activités humaines ou à des événements stochastiques sur une période très courte et dans un avenir incertain, étant ainsi susceptible de s'effondrer ou de se trouver bientôt en Danger critique. (B3 ne peut mener qu'à la catégorie « Vulnérable », VU).	
--	--

5.2.3 Application

Exigences en matière des données

La distribution géographique d'un écosystème est évaluée conformément au critère B au moyen de deux indicateurs standardisés : la zone d'occurrence (EOO) et la zone d'occupation (Gaston et Fuller 2009 ; Keith *et al.* 2013). De plus, l'évaluation en fonction du critère B requiert une évaluation qualitative afin de déterminer si des déclin continus de l'étendue spatiale, de la qualité de l'environnement ou des perturbations croissantes des interactions biotiques sont en train de se produire ou se produiront probablement en raison des menaces. Enfin, l'évaluation requiert une estimation du nombre de localités où l'écosystème subsiste. C'est pourquoi une carte précise de la distribution actuelle de l'écosystème, des informations sur l'orientation des tendances actuelles et une compréhension des menaces qui agissent sur l'écosystème sont nécessaires (Keith *et al.* 2013). Vous trouverez plus d'information à propos des sources des données et des exigences quant aux cartes de distribution pour l'application de la LRE dans la Section 5.1.3.

Dans certains cas, les données spatiales peuvent être insuffisantes pour estimer EOO et AOO, mais certaines évidences indiquent qu'un petit nombre d'événements menaçants plausibles peut occasionner l'entrée de l'écosystème dans la catégorie En Danger Critique ou Effondré sur le court terme. De tels écosystèmes peuvent être classés comme Vulnérables d'après le critère B3 s'ils occupent une faible quantité de localités par rapport à l'étendue des événements menaçants. Des cartes de distribution, des archives portant sur les localités et les connaissances des spécialistes sont requis pour déterminer le nombre de localités dans lesquelles l'écosystème subsiste.

Méthodes

Évaluer les indicateurs spatiaux pour les critères B1 et B2

Les deux mesures standardisées de la distribution de l'écosystème représentent, du point de vue conceptuel, des aspects différents de la taille du périmètre géographique des espèces (Gaston 1994 ; Gaston et Fuller 2009) et écosystèmes (Rodríguez *et al.* 2015 ; Keith *et al.* 2013). EOO (sous-critère B1) mesure la capacité des risques de se répandre sur une zone contiguë qui comprend toutes les occurrences à l'aide du plus petit polygone convexe. En revanche, AOO (sous-critère B2) mesure la capacité des risques de se répandre entre les parcelles occupées en comptant les cellules de la grille occupée (Keith *et al.* 2013).

Il est essentiel de garantir l'application standardisée de ces méthodes pour pouvoir mesurer de façon objective la taille de la distribution spatiale. Les mêmes protocoles de mesure conviennent à toutes les unités d'évaluation, y compris des types d'écosystème avec des dimensions de profondeur ou des modèles de distribution particulières, tels que les

écosystèmes aux occurrences linéaires. Dans aucun cas AOO ou EOO peuvent être mesurés selon des protocoles qui ne respectent pas les méthodes spécifiées ci-dessous :

1. Zone d'occurrence (EOO). L'EOO d'un écosystème est mesuré en déterminant la superficie (km²) du plus petit polygone convexe —le plus petit polygone englobant toutes les occurrences connues de l'écosystème étudié sans qu'aucun angle interne ne dépasse 180 degrés— ajusté à la distribution d'un écosystème. Le plus petit polygone convexe (nommé aussi « enveloppe convexe ») ne doit exclure aucune aire, discontinuité ou disjonction, indépendamment du fait que l'écosystème puisse s'y produire ou non. Des régions telles que les océans (pour les écosystèmes terrestres), sols (pour les écosystèmes marins) ou des aires en dehors de l'aire étudiée (par exemple, dans un pays différent) doivent être incluses à l'intérieur du plus petit polygone convexe pour garantir que cette méthode standardisée est comparable pour tous les types d'écosystème. Par ailleurs, ces traits contribuent à répandre le risque dans toute la distribution de l'écosystème en rendant chaque partie de sa distribution plus indépendante du point de vue spatial.
2. Zone d'occupation (AOO). Les estimations d'AOO sont très sensibles au grain spatial (résolution des pixels) d'après lequel la distribution est cartographiée (Nicholson *et al.* 2009), de sorte que toutes les estimations d'AOO d'un écosystème défini dans la LRE sont déterminées en calculant le nombre de mailles de 10 x 10 km² qui contiennent l'écosystème. Cette taille de grain relativement large a été choisie pour trois raisons : (i) les limites d'un écosystème sont floues par nature (Regan *et al.* 2002), il est donc plus facile de déterminer qu'un écosystème se produit à l'intérieur d'une maille plus grande que d'une maille plus petite ; (ii) des mailles plus larges peuvent être requises pour diagnostiquer la présence d'écosystèmes caractérisés par des processus qui opèrent à de grandes échelles spatiales, ou qui possèdent des traits diagnostic qui sont clairsemés, cryptiques, groupés ou mobiles (par exemple, des systèmes pélagiques ou artésiens) ; (iii) des plus grandes cellules permettent d'estimer AOO même lorsque les données de haute résolution sont limitées. Un ensemble de données maillées à l'échelle mondiale adaptées aux évaluations est disponible sur le site web de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN (www.iucnrl.org) en format raster et vecteur. Certaines distributions comprennent une distribution très biaisée de la taille des parcelles. Dans ces cas, nombre de petites parcelles contribuent à un effet négligeable de dissémination du risque vers des parcelles plus grandes, ce qui peut être corrigé en excluant de l'AOO les mailles qui contiennent des parcelles d'un type d'écosystème du moins du 1 % de la superficie de la maille (c'est-à-dire, moins de 1 km² du type d'écosystème étudié, encadré 10). Des recherches sont en cours pour mieux orienter les évaluateurs quant aux circonstances opportunes pour l'application de ce correctif.

Plusieurs outils spatiaux sont en cours de développement pour assister les estimations de l'EOO et l'AOO d'un type d'écosystème. Ces outils seront disponibles sur le site de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN (www.iucnrl.org).

Évaluer les sous-critères B1 et B2

Pour être admissible dans une catégorie de menace conformément aux sous-critères B1 et B2, un écosystème doit satisfaire les seuils qui démarquent les catégories de menace, ainsi qu'au moins un des sous-critères qui traitent des différentes formes de déclin. Ces sous-critères distinguent les écosystèmes restreints exposés à des risques d'effondrement non négligeables de ceux qui persistent sur de longues périodes au sein de petits ensembles stables (Keith *et al.* 2013). Seulement des preuves qualitatives de déclin continu sont requises pour faire appel aux sous-critères, mais des standards de preuve relativement exigeants doivent être appliqués.

Les sous-critères B1a et B2a concernent le déclin continu de la distribution de l'écosystème, de l'environnement abiotique ou des processus biotiques. Pour invoquer ces sous-critères, les déclins doivent : (i) réduire la capacité de l'écosystème de maintenir son biote indigène caractéristique ; (ii) avoir une taille non trivial (iii) être susceptibles de continuer dans l'avenir (Tableau 3). Des déclins épisodiques ou intermittents peuvent être considérés comme continus, tant qu'ils soient récurrents et ne soient pas compensés par des augmentations comparables. Les étapes descendantes des changements ou fluctuations cycliques ne sont pas considérés comme déclins. Ces exigences impliquent une compréhension des causes du déclin qui puisse étayer des inférences correctes.

Les sous-critères B1b et B2b n'exigent pas de preuves de déclins passés ou futurs, mais elles peuvent être invoqués lorsque des déclins futurs sont déduits à partir de menaces sérieuses et imminentes. Pour ces sous-critères, les évaluateurs doivent : (i) identifier un ou plusieurs processus menaçants spécifiques ; (ii) présenter des preuves convaincantes et consensuelles d'après lesquelles de telles menaces sont susceptibles d'entraîner des déclins continus dans les deux prochaines décennies (Tableau 3). Ces exigences impliquent une compréhension de la manière dont les menaces affectent les traits caractéristiques de l'écosystème et de la temporalité de leurs effets. Des spéculations à propos de menaces génériques dont l'impact ou la temporalité sont incertains sont déconseillées. Se trouvent parmi les évidences pertinentes les observations portant sur des menaces similaires dans le passé ou sur des écosystèmes similaires, ainsi que toutes les connaissances accumulées quant au comportement et la nature de la menace elle-même.

Les sous-critères B1c et B2c requièrent l'estimation du nombre de localités occupées par rapport à l'étendue des menaces sérieuses plausibles. Une localité est une aire distincte du point de vue géographique ou écologique au sein de laquelle un seul événement menaçant peut affecter rapidement toutes les occurrences du type d'écosystème. La taille de la localité dépendra de l'aire couverte par l'événement menaçant et peut inclure une partie d'un ou plusieurs parcelles séparées de l'écosystème. Lorsqu'un type d'écosystème est affecté par plus d'un événement menaçant, les localités doivent être définies par rapport à la menace plausible la plus sérieuse (UICN, 2012). Lorsqu'un écosystème n'est affecté par aucun événement menaçant, le nombre de localités est zéro. L'encadré 11 contient des orientations supplémentaires et des exemples pour étayer l'interprétation du concept de localité.

Évaluer le critère B3

Le sous-critère B3 requiert seulement des informations qualitatives en ce qui concerne la distribution de l'écosystème et les menaces qui pèsent sur sa survie. Pour contrebalancer ce

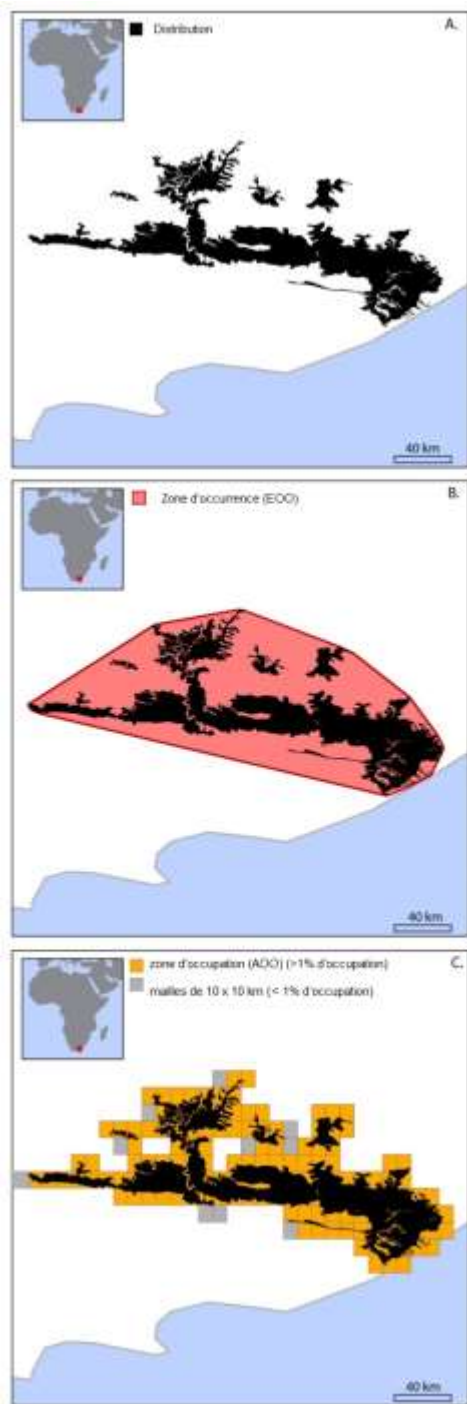
genre de preuve (les évidences pour les autres critères étant quantitatives), un standard plus exigeant est requis et la catégorie la plus élevée qui peut être invoquée par le sous-critère B3 est Vulnérable. Le sous-critère B3 comprend deux conditions qui doivent être satisfaites pour que l'écosystème puisse être admis à la catégorie Vulnérable.

Premièrement, la distribution du type d'écosystème doit être très restreint, c'est-à-dire, moins de cinq localités en règle général (Encadré 11). Deuxièmement, le type d'écosystème doit être effectivement confronté à plusieurs menaces (activités humaines ou événements stochastiques) sur le court terme et dans un avenir incertain, et donc être susceptible de s'effondrer ou d'être En Danger Critique très rapidement. Autrement dit, l'impact de la menace doit survenir de façon très probable sur le court et terme et ses conséquences doivent être sévères. Les évaluateurs ont une certaine marge dans l'interprétation de la durée précise du court terme mais, en règle général, on entend une période de moins de deux décennies.

Documentation

Pour chaque évaluation du type d'écosystème, les évaluateurs doivent : (i) fournir des cartes actuelles de la distribution de l'écosystème similaires à celles dans l'encadré 10 afin de montrer la manière dont EOO, AOO et le nombre de localités ont été déterminés ; (ii) lister toutes les sources bibliographiques ; (iii) justifier l'utilisation des données spatiales choisies en tant que représentations adaptées de la distribution de l'écosystème étudié (au cas où cela n'aurait pas été fait pour le critère A) ; (iv) expliquer, le cas échéant, pourquoi un correctif pour AOO a été appliqué ; (v) justifier toute déduction quant aux déclinis continus et aux menaces qui puissent mener à des déclinis continus dans les 20 prochaines années ; (vi) justifier l'estimation du nombre de localités en revoyant aux menaces plausibles les plus sérieuses et leurs caractéristiques spatiales (Encadré 11). De même que pour le critère A, la description de la source des données spatiales (par exemple, le type de détecteur du satellite), la précision de toutes les données cartographiées et la résolution spatiale (taille de grain) de toutes les données utilisées dans l'évaluation est fortement encouragée. Le dépôt des données spatiales concernant AOO et EOO dans un répertoire de données adapté est encouragé et doit être mentionné dans la documentation de l'évaluation.

Encadré 10. La zone d'occurrence et la zone d'occupation d'un écosystème (critère B)



La distribution du fourré du Great Fish, en Afrique du Sud (Mucina et Rutherford 2006) est dépeinte par une ensemble de données raster au moyen d'une résolution spatiale de 30 x 30 m (A). D'après cette carte, l'aire du type d'écosystème du fourré du Great Fish est 6,763.4 km².

Un plus petit polygone convexe —le plus petit polygone englobant toutes les occurrences connues du type d'écosystème dont aucun des angles internes ne dépasse 180 degrés — est appliqué fin d'estimer la zone d'occurrence (EOO) pour évaluation conformément au critère B1 (B). La superficie du plus petit polygone convexe est de 18,359.2 km² et satisfait donc les conditions pour être inscrit dans la catégorie En Danger d'après le critère B1.

Pour estimer la zone d'occupation (AOO) pour évaluation conformément au sous-critère B2, le nombre de mailles couvertes par le type d'écosystème est requis (c). L'estimation standardisée d'AOO garantit que la carte de distribution cartographiée selon des résolutions variantes peut être généralisée selon des mailles de 10 x 10 km, ce qui permet la réalisation de comparaisons cohérentes pour tous les types d'écosystème. D'abord, une maille de 10 x 10 km est appliquée au type d'écosystème, de sorte que 155 mailles traversent la carte de distribution (en orange et gris). Ensuite, lorsqu'on exclut toutes les mailles qui contiennent des parcelles très petites (< 1 km²) dont la contribution à la dissémination du risque est négligeable (en gris), l'AOO est estimé à 145 mailles (en orange). Cet AOO dépasse le seuil qui permet la classification de l'écosystème dans une catégorie de menace conformément à B2.

Enfin, pour pouvoir être inscrit dans une catégorie de menace conformément au critère B, des preuves qualitatives de déclin sont aussi nécessaires. Dans ce cas, le Fourré du Great Fish ne satisfait aucun autre sous-critère et c'est pourquoi il est assigné à la catégorie globale de menace Préoccupation Mineure.

Encadré 11. Déterminer le nombre de localités (critère B) (adapté de l'annexe S2 dans Keith *et al.* 2013)

Zone boisée de coolibahs et gommiers noirs de l'Australie du sud-est

Ayant atteint la maturité, la structure de la zone boisée des coolibahs et gommiers noirs est ouverte, au sol herbeux, parsemée d'arbres très éparpillés et d'une couverture variable d'arbrisseaux. La faune vertébrée caractéristique inclut un assemblage divers d'espèces d'oiseaux des zones boisées et humides, dont plusieurs dépendent des creux des arbres ou des eaux stagnantes pour se nourrir et s'approvisionner (NSW Scientific Committee 2004). Les menaces plausibles les plus sérieuses sont le défrichement et les variations des régimes hydriques. Des modèles spatiaux du défrichement témoignent d'un haut degré de contagion, le meilleur indicateur des défrichements futur étant la proximité entre une parcelle de terre intacte et une parcelle de terre dégagée de sa végétation indigène. Une interprétation flexible des localités d'après le sous-critère B3 identifie trois zones juridictionnelles aux contrôles réglementaires différents : le bail de la Western Division of New South Wales, la propriété franche de la Central Division of New South Wales et Queensland ; l'estimation de ces trois locations est donc définie par le défrichage. Une interprétation plus stricte des localités à partir des zones de contagion produirait une estimation de plus de cinq. De petites zones protégées sont exclues de ces localités, puisqu'elles ne sont pas menacées par le défrichage. Ces aires ont été évaluées en prenant en compte la prochaine menace plausible la plus sérieuse : les variations des régimes hydrologiques. Comme les zones protégées se trouvent sur au moins deux sous-circonscriptions dont les infrastructures de gestion de l'eau diffèrent, il y a au moins deux localités supplémentaires. C'est pourquoi l'interprétation la plus prudente produit une estimation de cinq localités, même s'il est probable qu'il en est davantage. En fonction des taux actuels d'épuisement en raison du défrichage (sous-critère A1) et des taux actuels de dégradation environnementale en raison des changements dans le régime hydrique (sous-critère C1), il est peu probable que l'écosystème s'effondre ou se trouve En Danger Critique sur le court terme (20 ans). Le type d'écosystème ne satisfait donc le sous-critère B3, de sorte que le statut de menace du type d'écosystème est Préoccupation Mineure d'après ce sous-critère.

Fynbos des plaines sablonneuses d'Afrique du Sud

Les fynbos des plaines sablonneuses sont des fruticées riches en espèces, denses et assez grandes, parsemées d'arbrisseaux émergents (Rebello *et al.* 2006). Le type d'écosystème est un assemblage d'espèces édaphiquement déterminé limité à des sables tertiaires acides gris sombre se produisant à basse altitude (20-200 m) sur des terrains plats ou ondulants. Les fynbos des plaines sablonneuses se trouvent exclusivement dans la région du Cap occidental en Afrique du Sud, à l'intérieur des limites du Cap dans leur presque totalité. La menace la plus sévère qui pèse sur cet écosystème est la destruction de l'habitat associé au développement urbain (Rebello *et al.* 2006 ; Wood *et al.* 1994). Les occurrences qui se trouvent actuellement à l'intérieur des réserves proclamées sont protégées de ces menaces, bien qu'elles soient d'autre part menacées par l'invasion des plantes exotiques (Rebello *et al.* 2006). Étant donné que la totalité de la distribution du type d'écosystème est située à l'intérieur du Cap, la végétation non proclamée restante est sujette aux mêmes pressions liées au développement, aux mêmes régimes réglementaires et aux mêmes autorités en matière de planification. Cette distribution est donc interprétée comme s'il s'agissait de deux localités semi-indépendantes ; l'une à l'extérieur des aires protégées (menacée par la destruction de l'habitat et par des plantes invasives), l'autre à l'intérieur des aires protégées (menacée par des plantes invasives, mais non pas par la destruction de l'habitat). Étant donné la sévérité et l'immédiateté de ces menaces, le type d'écosystème est sensible aux effets de l'activité humaine ou à des événements stochastiques, au point où il peut s'effondrer ou se trouver En Danger Critique sur le court terme. Le statut du type d'écosystème est Vulnérable d'après le critère B3.

5.3 Critère C. Dégradation environnementale

5.3.1 Théorie

Le modèle de risque de la LRE définit deux critères pour évaluer les déclin de la fonction et des processus des écosystèmes. Deux critères sont requis pour évaluer la dégradation abiotique (environnementale) et biotique, étant donné que les causes, effets et mécanismes du déclin fonctionnel diffèrent essentiellement l'un de l'autre (Keith *et al.* 2013). La dégradation abiotique consiste en la détérioration des caractéristiques physiques et non vivantes qui jouent un rôle essentiel dans les processus écologiques ou dans la distribution du type d'écosystème. La dégradation abiotique réduit la capacité d'un écosystème de maintenir son biote caractéristique. Par exemple, les déclin dans les ressources limitantes (dimension de la niche) réduisent la diversité des espèces au sein d'un éventail d'écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins (Harpole et Tilman 2007).

5.3.2 Seuls et sous-critères

Un écosystème peut être inscrit dans une catégorie de menace d'après le critère C s'il satisfait au minimum les seuils d'un des quatre sous-critères (C1, C2a, C2b ou C3) qui expriment des niveaux différents de dégradation environnementales sur les périodes d'évaluation suivantes :

Sous-critères	Période de temps		Gravité relative (%)		
C1	Les 50 dernières années en fonction des changements dans une variable <u>abiotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :	Étendue (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 80	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
		≥ 30	VU		
C2	C2a. Les 50 prochaines années, fonction des changements dans une variable <u>abiotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant : OU C2b. n'importe quelle période de 50 ans, y compris le passés, le présent et l'avenir, fonction des changements dans une variable <u>abiotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :	Étendue (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 80	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
		≥ 30	VU		
C3	Depuis 1750, en fonction des changements dans une variable <u>abiotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :	Étendue (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
		≥ 90	CR	EN	VU
		≥ 70	EN	VU	
		≥ 50	VU		

5.3.3 Application

Exigences en matière des données

Afin d'évaluer le critère C, il est nécessaire de sélectionner les variables abiotiques adaptées qui représentent les traits caractéristiques du type d'écosystème. Ce choix repose sur un nombre de considérations :

1. Il doit exister des preuves plausibles des relations de cause à effet entre le processus de dégradation environnementale et la perte du biote indigène caractéristique. Par exemple, l'évaluation de la dégradation des zones humides à partir des changements dans la qualité de l'eau exige des preuves quant au rapport entre le déclin de la qualité de l'eau et la perte du biote des zones humides, par observation directe ou par des déductions à partir de types d'écosystème comparables. Un modèle conceptuel soigneusement développé peut mettre en évidence les processus environnementaux clés et les transitions entre les états d'écosystème dégradés et fonctionnels afin qu'ils soient évalués conformément au critère C (section 4.2.3) ;
2. L'évaluation de la dégradation abiotique requiert des variables scalaires adaptées pour estimer la gravité de la dégradation. Les caractéristiques de l'écosystème et de ses menaces détermineront quelles sont les variables pertinentes. Les variables dont les relations cause-effet sont les plus proximales et qui font preuve de la plus grande sensibilité à la perte du biote indigène caractéristique seront les mieux adaptées ;
3. Le choix d'une variable représentant la dégradation abiotique devrait permettre les déductions directes à propos de la valeur des seuils de la variable qui définit l'effondrement de l'écosystème (Fig. 3) ;
4. Les approches qui appliquent des indices génériques à des écosystèmes fonctionnellement contrastés sont peu susceptibles d'évaluer de façon précise les dégradations si les processus clés diffèrent d'un écosystème à l'autre. Le choix de la variable abiotique doit reposer sur l'écologie d'un écosystème spécifique (Tableau 7). Si des variables alternatives représentant des processus de dégradation différents sont disponibles, elles doivent être examinées de façon indépendante et celle qui produit le taux de déclin le plus élevé doit être utilisée afin d'évaluer le statut ou bien les résultats doivent contribuer à une estimation limitée du statut ;
5. L'accumulation de plusieurs variables afin de créer un seul indice pour les évaluations conformément au critère C est déconseillée. L'accumulation de variables repose sur des présupposés statistiques incertains, en particulier lorsqu'il y a des écosystèmes pauvres en données. L'accumulation de variables risque aussi de confondre les différents mécanismes et orientations du changement environnemental, rendant l'indice moins sensible à la dégradation que les variables individuelles en raison des effets de moyenne. Les évaluateurs doivent donc éviter l'accumulation de variables lorsqu'ils n'ont pas de certitudes quant à la dynamique de l'écosystème et aux présupposés qui sous-tendent l'accumulation. Dans ces cas, il faut faire un effort pour choisir une variable qui soit pertinente pour comprendre les processus de l'écosystème et qui soit sensible en même temps à la dégradation environnementale. L'utilisation d'indices cumulés doit reposer sur une évaluation critique des présupposés mathématiques et écologiques. Il est indispensable de

démontrer l'existence d'un lien étroit entre les variations de la valeur de l'indice et l'imminence de l'effondrement ;

6. Lorsque l'interaction entre deux ou plusieurs variables est considérée importante, il est préférable de développer des règles robustes pour définir des états qui combinent les variables au lieu d'utiliser un indice. Par exemple, un type d'écosystème très dégradé peut nécessiter deux variables ayant dépassé un seuil donné ou qui soient à mi-chemin entre deux valeurs déclarées, tandis qu'un cas de dégradation modérée peut nécessiter que l'une des deux variables dépasse le seuil ou que les deux appartiennent à des ensembles de valeurs différents. Grâce à une méthode fondée sur des règles, le conseiller peut comprendre et déclarer explicitement la manière dont les variables peuvent être combinées. Dans plusieurs indices, ces relations sont occultées, mal comprises et peuvent avoir des effets non voulus sur la valeur des indices ;
7. L'estimation de l'étendue de la dégradation abiotique peut reposer sur des estimations, déductions ou données spatiales dérivées par des experts. Par exemple, les données sur les niveaux d'extraction de l'eau et la superficie de chaque zone humide ont été combinées pour évaluer la sévérité relative de la dégradation environnementale dans toute l'aire des mangroves, marais et lacs du bassin Murray-Darlin (Keith *et al.* 2013).

Tableau 7. Exemples de variables potentiellement adaptées aux évaluations de la sévérité de la dégradation environnementale d'après le critère C.

Dégradation environnementale	Variables
Désertification des pâturages	Couverture proportionnelle du sol nu, densité du sol, indices de compactage du sol, indices d'occupation du sol par télédétection (Zhao <i>et al.</i> 2005 ; Ludwig <i>et al.</i> 2007).
Eutrophisation des sols, des ruisseaux d'eau douce ou des lacs	Niveaux d'azote du sol ou dissous, phosphore, cations, oxygène, turbidité, test biologique (Carpenter, 2003).
Dé-humidification des forêts de nuages	Couverture de nuages, altitude des nuages (Pounds <i>et al.</i> 1999).
Déforestation par les pluies acides	Chimie de l'eau de pluie (Likens 1992).
Homogénéisation des microhabitats	Diversité des caractéristiques du micro-terrain, variance spatiale dans la profondeur de l'inondation et durée (Cabezas <i>et al.</i> 2009).
Modification du régime des eaux ou de l'hydropériode	Suivi sur le terrain du débit du flux ou de la profondeur piézométrique de la nappe ; la télédétection de l'étendue spatiale des eaux superficielles, fréquence et profondeur des inondations (Mac Nally <i>et al.</i> 2011).
Salinisation des sols ou des zones humides	Suivi sur le terrain de la salinité des sols ou des eaux souterraines, télédétection de la surface du sol albédo (Metternicht et Zinck 2001).

Sédimentation des cours d'eau, récifs coralliens	Taux d'accumulation des sédiments, charge des sédiments de ruisseaux, décharge, turbidité de la colonne d'eau, fréquence et intensité des signatures spectrales de sédiments en panache (Rogers 1990).
Simplification structurelle des écosystèmes marins benthiques	Microrelief, abondance des débris benthiques, fréquence du chalutage et répartition spatiale (Watling et Norse 1998).
Élévation du niveau de la mer	Suivi acoustique du niveau de la mer, étendue de l'inondation des marées (Hannah et Bell 2012).
Recul des masses de glace	Téledétection de l'étendue de la couverture glacielle (Hong et Shin 2010).

Méthodes

Le concept clé pour évaluer les déclin fonctionnels dans les variables biotiques ou abiotiques est la sévérité relative. La sévérité relative est essentielle pour comparer les risques encourus par des écosystèmes qui subissent de différents types de dégradation. La sévérité relative décrit le changement proportionnel observé dans une variable environnementale graduée entre deux valeurs : le premier décrivant l'état initial de l'écosystème (0 %), le deuxième décrivant l'état d'effondrement (100 %). Si un type d'écosystème subit une dégradation dont la sévérité relative est de 50 % sur la période d'évaluation, cela veut dire que l'écosystème s'est transformé et se trouve à mi-chemin vers l'état d'effondrement. Les informations sur la sévérité relative peuvent être combinée avec des informations sur la proportion de l'écosystème affecté (étendue) afin de déterminer la catégorie de risque correspondante d'après le critère C. Les évaluateurs peuvent estimer l'étendue de la dégradation qui dépasse le seuil de sévérité ou estimer la sévérité moyenne de la dégradation dans toute la distribution de l'écosystème (100 % de l'étendue ; Fig. 11).

Les écosystèmes sont inscrits dans la catégorie CR lorsque le changement environnemental est à la fois extrêmement sévère (plus de 80 % de sévérité relative) et très extensif (plus de 80 % de la distribution). Les écosystèmes sont admissibles à des catégories de menace inférieures s'ils subissent des dégradations très sévères mais localisées, ou des dégradations moins sévères mais extensives (Fig. 11). Les écosystèmes qui ne parviennent pas à satisfaire les seuils pour la catégorie Vulnérable peuvent être classifiés dans la catégorie Quasi Menacé. Par exemple, un écosystème qui subit un déclin de plus de 80 % dans sa qualité environnementale sur 20-30 % de sa distribution, ou un déclin de plus de 30 % sur 70-80 % de sa distribution peut être admissible à la catégorie Quasi Menacé.

Dans les cas les plus simples, la sévérité relative peut être calculée par la standardisation de l'intervalle des valeurs brutes de la variable abiotique entre la valeur initiale et la valeur d'effondrement. Les évaluateurs doivent : (i) estimer la valeur de l'état initial de la variable abiotique (au début de la période d'évaluation) ; (ii) estimer la valeur anticipée de l'état d'effondrement ; (iii) mesurer ou estimer la valeur présente ou future de la variable (c'est-à-dire, à la fin de la période d'évaluation). Il faut remarquer que la sévérité relative peut être négative si la condition de l'écosystème s'est améliorée.

Les équations suivantes redimensionnent les variables abiotiques à une échelle de transformation proportionnelle vers l'effondrement adaptée aux évaluations conformément au critère C :

$$\text{Sévérité relative (\%)} = (\text{Déclin observé ou estimé} / \text{Déclin maximal}) \times 100$$

où

$$\text{Déclin observé ou estimé} = \text{Valeur initiale} - \text{Valeur présente ou future}$$

et

$$\text{Déclin maximal} = \text{Valeur initiale} - \text{Valeur d'effondrement}$$

Ensuite, les évaluateurs déterminent l'étendue de la dégradation en tant que proportion de la distribution totale de l'écosystème. Ayant calculé ces deux mesures, les évaluateurs peuvent assigner une catégorie de risque à partir des seuils décrits.

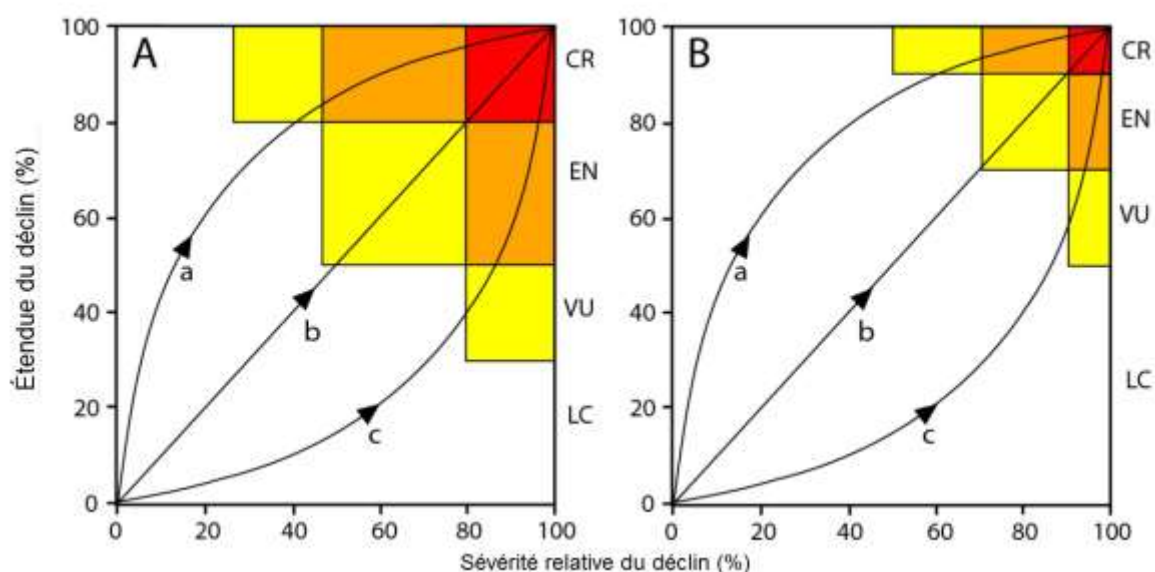


Figure 11. Parcours contrastés de la dégradation environnementale ou biotique et leurs classifications de risque correspondantes d'après les critères C1, C2, D1, D2 (A) ou C3, D3 (B) : (a) dégradation au début largement répandue et relativement bénigne, qui augmente en sévérité, (b) la sévérité et l'étendue de la dégradation augmentent à des taux similaires, (c) dégradation localisée mais sévère, plus répandue par la suite.

Encadré 12. Évaluer la dégradation environnementale (critère C) (adapté de l'Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013)

Les inondations sont des processus écologiques clés pour la subsistance des forêts de gonakiers sur les plaines d'inondation du fleuve Sénégal (Sénégal-Mauritanie) (Keith *et al.* 2013). Puisque les inondations ont lieu seulement pendant la saison humide, la hauteur maximale annuelle du fleuve est considérée comme indicative de sa capacité d'inondation. Les données sur la hauteur du fleuve disponibles s'étalent sur une période de 100 ans, de 1904 à 2003. Pour évaluer le critère C, la hauteur maximale moyenne annuelle du fleuve, calculée sur quatre stations de mesure, a servi comme substitut de la dégradation environnementale. Il a été constaté que le courant de la

rivière a connu un déclin considérable, atteignant des valeurs minimales à la fin des années 1970 jusqu'aux années 1980. Les inondations dépassant les 2,500 m³/s, nécessaires pour inonder la plaine d'inondation, étaient peu probables selon les observations des courants du fleuve pendant la période 1986-1989. Du milieu des années 1970 au milieu des années 1989, une correspondance a été également constatée entre, d'une part, des taux extrêmement élevés de mortalité des arbres et, d'autre part, les hauteurs minimales du fleuve (473 ± 27 cm).

En fonction de ces observations, le seuil d'effondrement a été défini comme étant la chute de la hauteur maximale moyenne du fleuve en-dessous de 400-500 cm sur une période de 50 ans, occasionnant l'augmentation de la mortalité des arbres. Pour calculer la sévérité relative du déclin hydrologique, la série temporelle a été divisée en deux périodes : la période de référence (1904-1953) et la période actuelle (1954-2003). Étant donné que le seuil d'effondrement est un intervalle, la sévérité relative a été estimée pour les limites supérieure et inférieure de l'intervalle.

Pour la limite inférieure (450 mm), la sévérité relative est :

$$(\text{Déclin observé}) / (\text{Déclin maximal}) \times 100 = (712-619) / (712-450) \times 100 = 35 \%$$

Pour la limite supérieure, la sévérité relative est :

$$(\text{Déclin observé} / \text{Déclin maximal}) \times 100 = (712-619) / (712-500) \times 100 = 44 \%$$

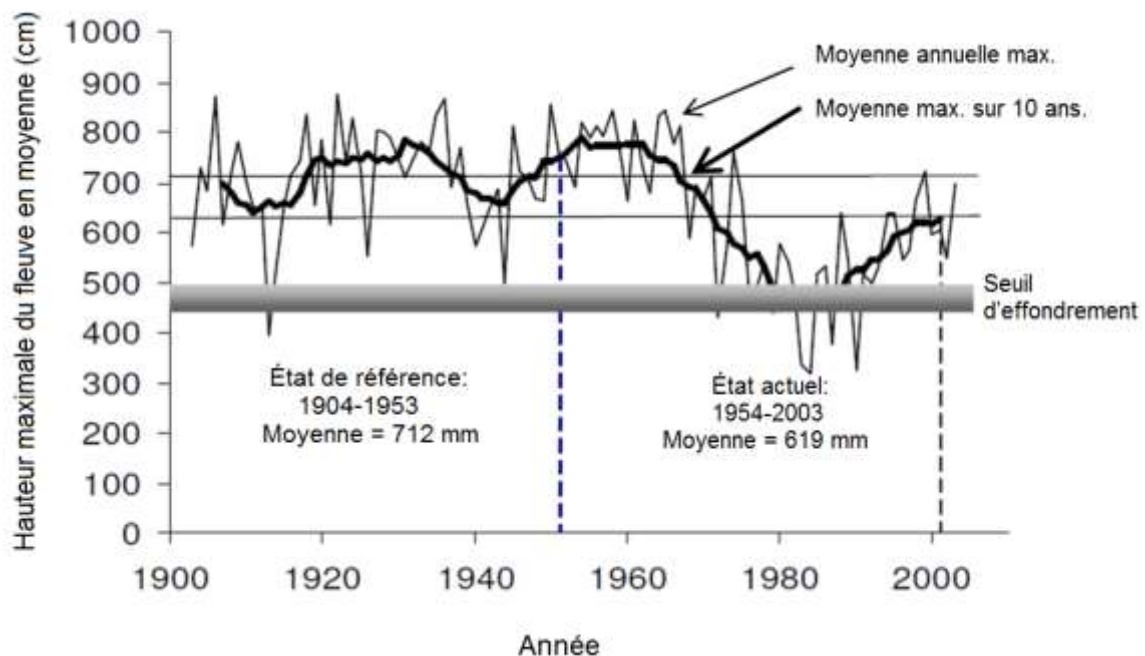


Figure 12. Hauteur du fleuve dans la forêt de gonakiers.

Puisque le déclin hydrologique affecte la totalité de l'écosystème, il a été supposé que l'étendue de la menace se trouve au-dessus du 80 %. D'après cette supposition, l'écosystème est Vulnérable conformément au critère C1 (dégradation avec une sévérité relative de plus de 30 % sur une étendue du plus de 80 % pendant les 50 dernières années).

Hypothèses

La détermination des valeurs initiale et d'effondrement pour une variable abiotique repose sur des hypothèses à propos des états d'effondrement de l'écosystème. Une telle incertitude en ce qui concerne le point d'effondrement peut être représentée grâce à des seuils bornés pour les valeurs des variables. Le calcul de la sévérité relative peut être répété en utilisant les deux valeurs, ce qui permet d'indiquer des estimations inférieure et supérieure pour la catégorie de risque (Encadré 12). De façon similaire, les incertitudes quant à l'étendue de la dégradation peuvent être évaluées au moyen d'estimations supérieures et inférieures. L'utilisation de variables bornées fournit une estimation de l'étendue et la sévérité de la dégradation abiotique tout en exprimant clairement l'incertitude.

De même que les déclin d'étendue requis pour des évaluations conformément au critère A, l'application du critère C suppose un type fonctionnel de déclin. Le cas le plus simple illustré ci-dessus est valide lorsque la relation entre les variables évaluées et le parcours vers l'effondrement est linéaire. Mais d'autres scénarios sont possibles. Par exemple, lorsque l'effondrement progresse de façon beaucoup plus lente ou rapide par rapport aux indications de la variable évaluée. Dans de tels cas, la variable doit être transformée de façon adéquate pour le calcul de la sévérité relative.

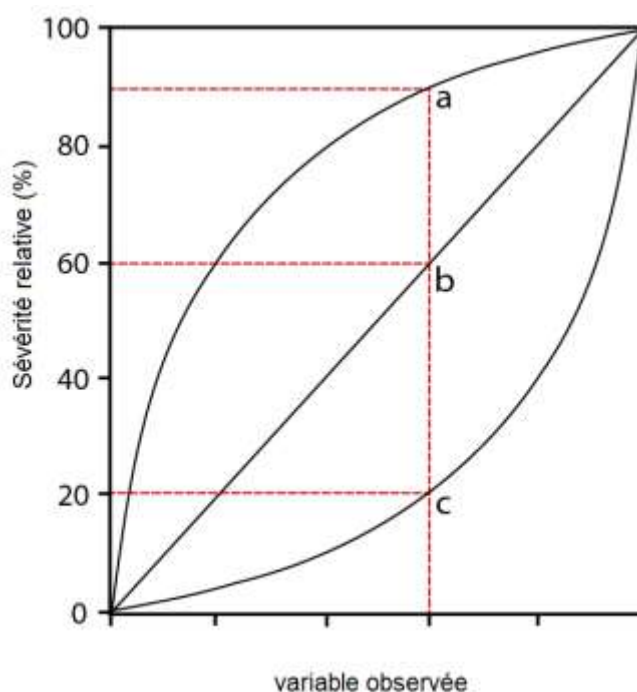


Figure 13. Une valeur observée pour une variable qui sert à évaluer la dégradation peut être caractérisée par des valeurs différentes de sévérité relative selon la forme fonctionnelle considérée. La ligne rouge indique une variable observée qui peut être caractérisée par une sévérité relative de 20 %, 60 % ou 90 % selon la forme fonctionnelle. Ceci correspond aux catégories de risque LC, EN ou CR si la dégradation a lieu sur plus de 80 % de l'écosystème.

Les données des séries temporelles peuvent informer les estimations quant aux tendances de la dégradation (constance, accélération ou décélération). Les évaluateurs doivent déterminer si les données disponibles représentent correctement la forme du déclin de la variable abiotique, idéalement, au moyen de méthodes statistiques adaptées (Di Fonzo *et al.*

2013 ; Connors *et al.* 2014). Lorsque les données de la série temporelle ne sont pas disponibles, il est possible de déduire les changements dans la dégradation en faisant appel à l'avis des experts ou à des chronoséquences renvoyant aux sites de référence appropriés (Pickett, 1989). Afin de surmonter les incertitudes occasionnées par ces suppositions, des analyses de sensibilité incluant des estimations produites à partir de plusieurs formes de déclin peuvent fournir des estimations bornées pour le résultat de l'évaluation de risque.

Documentation

Les évaluateurs doivent documenter : (i) la sélection des variables abiotiques par rapport aux modèles conceptuels de la dynamique de l'écosystème ; (ii) la détermination des seuils d'effondrement bornés pour la variable abiotique ; (iii) le calcul de la sévérité relative ; (iv) l'estimation de l'étendue de la dégradation ; (v) les hypothèses et analyses de sensibilité adaptées (par rapport à la définition d'effondrement ou la forme du déclin) ; (vi) les catégories finales de risque et les limites plausibles. Il est conseillé de montrer la variation temporelle de la dégradation dans une graphique qui dépeigne les variations de la variable sur la durée et qui inclue toute interpolation ou extrapolation permettant l'ajustement aux périodes d'évaluation pertinentes.

5.4 Critère D. Perturbation des processus et interactions biotiques

5.4.1 Théorie

La subsistance du biote à l'intérieur d'un écosystème dépend de multiples processus et interactions, y compris les processus concurrentiels, prédateurs, facilitateurs, mutualistes, trophiques et pathogènes, les liens mobiles (par exemple, les migrations saisonnières) et l'invasion d'espèces. La perte de la biodiversité réduit la capacité des écosystèmes de mobiliser des ressources, produire de la biomasse, décomposer la matière organique et recycler du carbone, de l'eau et des nutriments ; elle réduit aussi la stabilité de ces fonctions à travers le temps (Cardinale *et al.* 2012). L'identité des organismes à l'intérieur du système contrôle son fonctionnement, d'une part parce que les principaux taxons apportent une contribution disproportionnée par rapport à des fonctions particulières et, d'autre part, car le partitionnement de niches et les interactions positives entre les espèces encouragent de contributions complémentaires au fonctionnement de l'écosystème.

Les interactions de rétroaction sont très importantes pour la résilience de l'écosystème et pour la capacité de l'écosystème d'assimiler des changements environnementaux tout en conservant le biote et les processus caractéristiques. Inversement, les perturbations significatives des processus et interactions biotiques peuvent entraîner l'effondrement, le changement de régime et la réorganisation au sein d'un nouvel écosystème (Thébault et Loreau 2005). La perturbation des interactions à travers des cascades trophiques est une des cinq menaces principales qui pèsent sur la biodiversité (Diamond 1989), même si les interactions non trophiques jouent aussi un rôle important (Fontaine *et al.* 2005 ; Goudard et Loureau 2008). Certains types d'écosystème peuvent être particulièrement sensibles à la perturbation des processus et interactions biotiques, tels que les écosystèmes avec une forte régulation trophique du haut vers le bas, avec beaucoup d'interactions mutualistes ou favorisantes qui dépendent fortement des liens mobiles et où les rétroactions positives circulent entre le biote et la perturbation.

5.4.2 Seuils et sous-critères

Un écosystème peut être inscrit d'après le critère D s'il satisfait les seuils pour au moins un des quatre sous-critères (D1, D2, D2b ou D3), qui expriment de différents degrés de perturbation biotique sur les périodes d'évaluation suivantes :

Sous-critères	Période de temps	Relative severity (%)			
D1	Les 50 dernières années en fonction des changements dans une variable <u>biotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :	Extent (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 80	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
		≥ 30	VU		
D2	D2a. Les 50 prochaines années, en fonction des changements dans une variable <u>biotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant OU D2b. n'importe quelle période de 50 ans, y compris le passé, le présent et l'avenir, en fonction des changements dans une variable <u>biotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant	Extent (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 80	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
		≥ 30	VU		
D3	Des perturbations dans les processus ou interactions biotiques depuis 1750 en fonction des changements dans une variable <u>biotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :	Extent (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
		≥ 90	CR	EN	VU
		≥ 70	EN	VU	
		≥ 50	VU		

5.4.3 Application

Données requises

L'évaluation du critère D doit répondre aux mêmes exigences que celles du critère C, sauf que, cette fois-ci, des variables biotiques adaptées sont utilisées. Les modèles conceptuels fournissent un cadre utile pour sélectionner les variables liées aux processus écosystémiques clés. Un large ensemble de variables est potentiellement utile pour quantifier les processus biotiques et les déclin fonctionnels associés. Elle inclut les changements dans la richesse, composition et dominance des espèces ; l'abondance relative des types fonctionnels d'espèces, guildes ou espèces exotiques ; les données quant à l'interaction de la diversité, les changements dans l'identité et la fréquence des mouvements des espèces ; les données quant à la diversité de la niche et la diversité structurale (Tableau 8).

Tableau 8. Exemples de variables biotiques potentiellement adaptées à l'évaluation de la sévérité des perturbations des interactions biotiques d'après le critère D.

Variable	Rôle dans la résilience et fonction de l'écosystème	Exemple
Richesse d'espèces (nombre d'espèces dans un groupe taxonomique par unité de surface)	Les processus écologiques diminuent à un rythme accéléré avec la perte des espèces (Cardinale <i>et al.</i> 2011). La	La réponse de la diversité et l'abondance relative des graminées à la variation des pâturages dans les prairies

Variable	Rôle dans la résilience et fonction de l'écosystème	Exemple
	richesse d'espèces est liée indirectement aux fonctions des écosystèmes et à la résilience à travers sa corrélation avec la diversité fonctionnelle, la redondance et la complémentarité.	(Walker <i>et al.</i> 1999).
Composition et domination des espèces.	Les changements dans la domination et structure de la communauté sont des symptômes de changement dans le comportement et identité de l'écosystème.	Les modifications des régimes alimentaires des grands prédateurs (épaulards), en raison des effets de la surpêche sur les phoques, a causé le déclin des populations de loutres de mer et a réduit la prédation des oursins mangeurs de kelp, en occasionnant l'explosion de leur population et l'effondrement du kelp géant, dominant structurel du benthos (Estes <i>et al.</i> 2009) (Encadré 13).
Abondance des espèces clés (ingénieurs de l'écosystème, prédateurs et herbivores clés, concurrents dominants, dominants structurels, espèces envahissantes).	Les invasions de certaines espèces exotiques peuvent modifier le comportement et l'identité de l'écosystème, et rendre l'habitat impropre à la persistance du biote indigène. Les espèces exotiques transformatrices se distinguent par des invasions bénignes qui n'ont pas de grands impacts sur la fonction et dynamique de l'écosystème.	L'invasion des <i>Paratrechina</i> simplifie la structure de la forêt, réduit la diversité de la faune et des ingénieurs indigènes de l'écosystème (Green <i>et al.</i> 2011). L'invasion des fruticées et prairies arides australiennes par le <i>Cenchrus ciliaris</i> les rend plus vulnérables aux incendies et moins favorables à la persistance des espèces de plantes indigènes (Clarke <i>et al.</i> 2005 ; Miller <i>et al.</i> 2010).
Diversité fonctionnelle (nombre et régularité des types).	Une grande diversité de types fonctionnels d'espèces (i.e., par rapport à l'utilisation des ressources et aux réponses vis-à-vis des perturbations) promeuvent la coexistence à travers le partage des ressources, la diversification de la niche et les mutualismes (Allen <i>et al.</i> 2005). Les mécanismes sont similaires à ceux de la complémentarité fonctionnelle.	Une grande diversité de ressources dérivées des plantes soutiennent la composition, la diversité et la fonction du sol biote (Eisenhauer <i>et al.</i> 2011). Les régimes d'incendies promeuvent la coexistence de plusieurs types fonctionnels de plantes (Keith <i>et al.</i> 2007).
Redondance fonctionnelle (nombre de taxons par type, redondance intra et inter-échelle) ; (voir Allen <i>et al.</i> 2005).	Des espèces mineures fonctionnellement équivalentes peuvent remplacer la perte ou déclin des espèces dominantes si plusieurs d'entre elles jouent des rôles fonctionnels similaires (redondance fonctionnelle). Une faible richesse d'espèces peut être associée à une faible résilience et à des risques élevés	La réponse des communautés d'oiseaux à de différents niveaux d'intensité d'utilisation des terres (Fischer <i>et al.</i> 2007).

Variable	Rôle dans la résilience et fonction de l'écosystème	Exemple
	pour les fonctions de l'écosystème qui subit les changements environnementaux (Allen <i>et al.</i> 2005 ; Walker <i>et al.</i> 1999)	
Complémentarité fonctionnelle (dissemblance entre deux types ou espèces).	La complémentarité fonctionnelle entre les espèces (i.e. dans l'utilisation des ressources, taille, état trophique, phénologie) renforce la coexistence à travers le partage de la niche et l'entretien des processus écosystémiques (Cardinale <i>et al.</i> 2007).	La grande complémentarité fonctionnelle des assemblages de plantes et pollinisateurs favorise le recrutement d'une communauté végétale plus diverse (Fontaine <i>et al.</i> 2005).
Diversité des interactions (fréquence et dominance des interactions, propriétés des matrices de réseaux).	Les interactions structurent l'organisation des écosystèmes, servent de médiateurs de l'évolution et de la persistance des espèces participantes et influencent les fonctionnalités au niveau de l'écosystème, p. ex., la productivité (Thompson, 1997).	Le surpâturage a réduit la diversité des interactions de pollinisation (Vásquez et Simberloff 2003).
Diversité trophique (nombre de niveaux trophiques, interactions entre niveaux, structure du réseau trophique).	Les effets compensatoires de la prédation et la compétition pour les ressources soutiennent la coexistence des concurrents inférieurs et de la proie. La perte ou le déclin de certaines interactions (dus, p. ex., à la surexploitation des grands prédateurs) peut précipiter des cascades trophiques par l'élimination concurrentielle ou par la surabondance de prédateurs généralistes.	Les assemblages de carnivores divers (de comportement et densité variés) favorisent la coexistence des espèces végétales (Calcagno <i>et al.</i> 2011). Le déclin de la proie primaire précipite le changement de régime et de phase (Springer <i>et al.</i> 2003).
Flux spatial des organismes (taux, temps, fréquence et durée des déplacements des espèces entre les écosystèmes).	Les échanges spatiaux entre systèmes locaux dans les paysages hétérogènes fournissent une assurance spatiale aux fonctions de l'écosystème (Loreau <i>et al.</i> 2003). Les échanges peuvent concerner des ressources, gènes ou l'implication dans les processus (Lundberg et Moberg 2003).	Les poissons et invertébrés herbivores migrent des herbiers marins et mangroves aux récifs, en réduisant l'abondance des algues sur les récifs et en entretenant des substrats adaptés à l'établissement larvaire des coraux suite à une perturbation (Moberg et Folke 1999).
La complexité structurelle (à savoir, les indices de complexité, le nombre et couverture des strates verticales dans les forêts, les récifs et les indices de télédétection).	Les architectures simplifiées réduisent la diversité de la niche, fournissent des habitats adaptés à une moindre quantité d'espèces, impliquent une plus grande vulnérabilité vis-à-vis des prédateurs ou une plus grande concurrence pour les ressources (en raison de la réduction des partages).	Les récifs coralliens structurellement complexes soutiennent une plus grande diversité de poissons (Arias-González <i>et al.</i> 2012). Les zones boisées complexes soutiennent une plus grande diversité d'oiseaux (Huth et Possingham 2011).

Methods

The evaluation of criterion D follows the same procedure as with criterion C, but focuses on biotic variables rather than abiotic variables. Again, relative severity is calculated by range-standardising the raw values of the biotic variable between its initial value and its collapse value (Section 2). Assessors must : (i) estimate the value of the biotic variable in an initial state; (ii) estimate the expected value in a collapsed state; (iii) measure or estimate the present or future value of the variable. These three quantities are then used to rescale the biotic variable to a proportional change towards collapse (Section 5.3.3). Next, assessors must determine the extent of the disruption as a proportion of the total distribution of the ecosystem. With these two quantities assessors proceed to assign a risk category using the described thresholds. Similarly to criterion C, the use of generic indices is discouraged (Section 5.3.3).

Assumptions

Assumptions in the application of criterion D are similar to assumptions for criterion C. Again, determining an initial and a collapsed value for the biotic variable relies on assumptions about initial and collapsed states of the ecosystem (Section 2.2). As in the application of criterion A and C, application of criterion D relies on an assumption about the functional form of decline. In all cases, the decisions made in relation to assumptions must be explicitly discussed in the documentation.

Documentation

Les évaluateurs doivent documenter : (i) la sélection de la variable biotique par rapport au modèle conceptuel de la dynamique de l'écosystème ; (ii) la détermination d'un seuil borné d'effondrement pour la variable biotique ; (iii) le calcul de la sévérité relative ; (iv) l'estimation de l'étendue perturbation ; (v) les hypothèses et analyses de sensibilité adaptées (quant à la définition de l'effondrement et la forme supposée du déclin) ; (vi) les catégories finales de risque et les limites plausibles. Il est conseillé de montrer la variation temporelle de la dégradation dans une graphique qui dépeigne les variations de la variable sur la durée et qui inclue toute interpolation ou extrapolation permettant l'ajustement aux périodes d'évaluation pertinentes (Encadré 13).

Encadré 13. Évaluer la perturbation des processus biotiques (critère D)

Les *forêts de kelp géant d'Alaska* sont des assemblages variés d'un point de vue structurel et fonctionnel, caractérisés par une algue brune appartenant à l'ordre des Laminariales. Ces algues créent une architecture forestière superposée, complexe et dynamique, dont la hauteur peut atteindre les 15 m et qui fournit substrat, abri et approvisionnement à un assemblage de faune varié qui comprend des invertébrés épibenthiques herbivores et des prédateurs vertébrés pélagiques.

Des cascades trophiques impliquant la loutre de mer, ses prédateurs (l'orque) et ses proies (l'oursin, qui consomme du kelp) sont à la source des perturbations les plus graves dans les interactions biotiques. Étant donné que la densité de kelp est inversement proportionnelle à la densité d'oursins, et que le décalage entre les plages de forêt et d'oursin sont liés aux seuils d'abondance des loutres (Estes *et al.* 2010), toutes ses variables sont potentiellement adaptées aux évaluations conformément au critère D. Même si des données sont disponibles en ce qui concerne les changements dans les populations des grandes baleines et des pinnipèdes (une autre proie des orques), elles n'ont pas été utilisées car : (i) des données sur des variables plus proximales sont disponibles ; (ii) la relation de causalité qui relie les grandes baleines et pinnipèdes à l'abondance des loutres par le biais des activités de prédation des orques est moins certaine que celle qui relie les loutres, les oursins et le kelp.

Des données pour la densité de kelp dans 7 îles étaient disponibles de 1987 à 2000 (Estes *et al.* 2009). Il a été supposé que les sept îles, éparpillées sur tout l'archipel des îles Aléoutiennes, représentaient la totalité de la distribution de l'écosystème. L'effondrement de l'écosystème survient lorsque la densité de kelp approche la valeur zéro sur tous les sites en même temps qu'il est remplacé par des plages d'oursins. Des taux de changement dans la densité de kelp ont été calculés pour chacune des îles à partir d'un modèle exponentiel. La moyenne pondérée sur tous les sites indiquait que les densités de kelp diminuaient en moyenne de 49.2 % entre 1987 et 2000. Si l'on prend en compte les déclin avant 1987 ou après 2000, l'évaluation suggère que le déclin de la densité de kelp sur les 50 dernières années est d'au moins 50 % sur toute l'étendue de l'écosystème.

Les données du sondage aérien pour les loutres de mer étaient disponibles sur 55 îles le long de l'archipel aléoutien entre 1959 et 2000 (Doroff *et al.* 2003). L'effondrement de l'écosystème survient lorsque la population de loutres approche la valeur de zéro sur tous les sites. Il a été estimé que, avant le déclin du milieu des années 1980, la population de loutres s'élevait à 55,000-74,000. En 2000, ils ne restaient que 3,924-13,580 animaux d'après des extrapolations des données du sondage aérien (Doroff *et al.* 2003). Les limites inférieure et supérieure du déclin de la population de loutres de mer sont :

$$100 \times (55000 - 13580) / 55000 = 75.3 \%$$

$$\text{et } 100 \times (74000 - 3924) / 74000 = 94.7 \%$$

Les preuves sur les tendances de la densité de kelp et l'observation des loutres suggèrent un déclin dans la fonction biotique d'une sévérité relative de 50-95 % sur 100 % de l'étendue de l'écosystème. La limite supérieure de cette fourchette surestime peut-être la sévérité du déclin car : (i) les sondages peuvent avoir sous-estimé la population pour des raisons liées à la détectabilité (Doroff *et al.* 2003) ; (ii) lors de la réalisation des calculs, il a été supposé que les populations de loutres et de kelp ne se sont pas rétablies depuis 2000, malgré des preuves qualitatives qui suggèrent une certaine récupération. Le statut de l'écosystème le plus probable d'après le critère D1 est En Danger, bien que le statut En Danger Critique soit aussi possible. Aucune projection

n'est disponible à l'heure actuelle pour aucune des variables. Le statut de l'écosystème est Données Insuffisantes d'après le critère D2.

La population de loutres en 1750 était similaire ou un peu plus nombreuse que pendant son apogée au milieu des années 1980 (Doroff *et al.* 2003). D'après ces suppositions, le déclin dans la population de loutres sur toute la distribution de la forêt de kelp est de 75-95 % depuis 1750. Le statut du type d'écosystème d'après le critère D3 est donc En Danger (valeurs possibles En Danger - En Danger Critique). C'est pourquoi les forêts de kelp géant d'Alaska appartiennent à la catégorie En Danger (valeurs possibles En Danger - En Danger Critique).

5.5 Critère E. Analyse de risque quantitative

5.5.1 Théorie

Le critère E sert deux objectifs. Premièrement, il peut être utilisé pour inscrire un type d'écosystème au moyen de l'implémentation de modèles qui intègrent plusieurs mécanismes de déclin et leurs interactions à l'évaluation de risque (telle qu'elle décrite ci-dessus). Deuxièmement, il fournit un ancrage à l'évaluation de risque et un cadre englobant pour les autres critères, de même que son analogue dans les critères Liste Rouge pour les espèces. Le critère E spécifie le niveau de risque qui correspond à chaque catégorie de menace en définissant la probabilité d'effondrement et la période d'évaluation pour les types d'écosystème En Danger Critique (CR), En Danger (EN) et Vulnérable (VU).

5.5.2 Seuils

Un écosystème peut être inscrit d'après le critère E s'il satisfait les seuils correspondants, une analyse quantitative qui estime que la probabilité d'effondrement est :

CR	≥ 50 % dans 50 ans
EN	≥ 20 % dans 50 ans
VU	≥ 10 % dans 100 ans

5.5.3 Application

La probabilité d'effondrement de l'écosystème peut être calculée au moyen de modèles de simulation stochastiques qui incorporent les processus écosystémiques clés. Les modèles doivent :

1. Produire des estimations pour une variable d'écosystème correspondant au seuil d'effondrement estimé ;
2. Produire des estimations quantitatives du risque d'effondrement sur une période d'évaluation de 50-100 ans ;
3. Incorporer la stochasticité aux processus clés qui déterminent les propriétés de l'écosystème ;

4. Être appliqués dans des scénarios qui représentent des scénarios futurs plausibles de la dynamique de l'écosystème.

Un large éventail de modèles peut être utilisé pour appliquer le critère E. Nous fournissons des recommandations générales pour l'application du critère E sous la figure de neuf étapes qui garantissent que les modèles reposent sur des suppositions censées, scientifiquement crédibles et transparentes (Fig. 14).

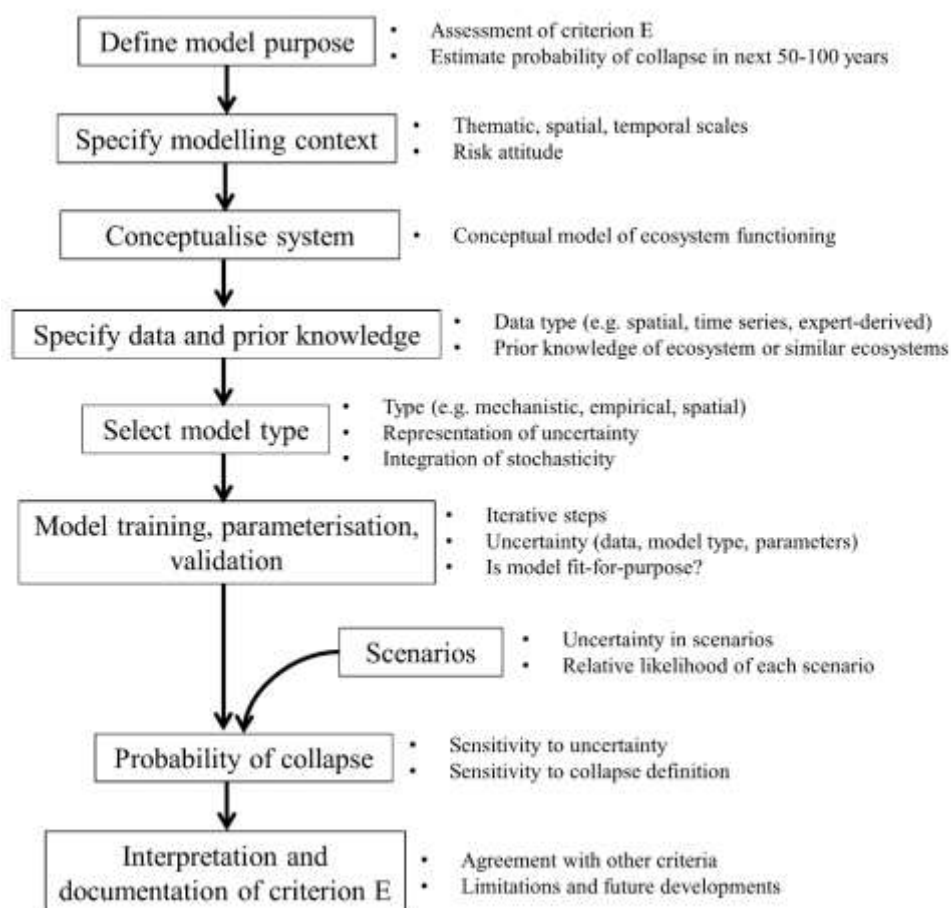


Figure 14. Les neuf étapes pour l'application du critère E.

1. *Définir la finalité du modèle*

Les modèles pour le critère E doivent fournir des prédictions adéquates quant au risque d'effondrement sur une période de 50-100 ans. Si le modèle utilisé pour le critère E est adapté d'un modèle dont les objectifs diffèrent (par exemple, fournir des orientations pour la gestion et la prise de décisions), il sera peut-être nécessaire de modifier ses objectifs et implémentation. Même si d'autres objectifs peuvent être importants dans la construction du modèle, les modèles pour le critère E seront évalués en fonction de la qualité de leurs prédictions aux fins des évaluations de la LRE.

2. *Préciser le contexte de modélisation*

Les écosystèmes sont par nature dépendants des échelles, de sorte que les échelles thématiques, spatiales et temporelles des processus écosystémiques peuvent affecter la construction des modèles et leurs prédictions. La définition adaptée des frontières de l'écosystème évalué est cruciale –le forçage externe et les réponses externes doivent être présentés en tant que tels. Le modèle doit viser à représenter spatialement toutes les occurrences de l'écosystème ; sinon, on doit faire des déductions adaptées afin d'évaluer le degré de représentativité de ses prédictions finales. La période d'évaluation pour le critère E (50-100 ans) plus longue que pour les autres critères (A2a, A2b, C2a, C2b, D2a, D2b) et c'est pourquoi il peut exiger une compréhension différente des menaces futures.

La modélisation peut impliquer des décisions qui reposent sur l'attitude du conseiller par rapport au coût relatif lié à la surestimation ou sous-estimation du risque d'effondrement. Il est conseillé d'adopter une attitude quant au risque à la fois préventive et réaliste lors de l'implémentation du critère E. De telles décisions doivent être documentées exhaustivement dans la documentation du critère E et étayées, si possible, par des mesures quantitatives d'aversion au risque.

3. *Conceptualiser le système*

Les modèles pour le critère E reposent sur une compréhension solide de la dynamique et les fonctions de l'écosystème, soutenue par des données et des déductions pertinentes à partir d'écosystèmes similaires. Des modèles conceptuels peuvent aider à identifier les processus écosystémiques clés et les variables susceptibles d'indiquer l'effondrement. Ce modèle conceptuel peut représenter des relations cause-effet ou des transitions entre l'état de référence et l'état d'effondrement. Le modèle conceptuel utilisé pour le critère peut diverger du modèle conceptuel général utilisé dans la description de l'écosystème (Section 6.2.3) ou peut décrire des relations plus complexes et inclure des variables mesurables. Les décisions quant au niveau approprié d'abstraction pour les processus clés sont un composant essentiel de la conceptualisation et doivent prendre en compte le but du modèle, le contexte, la résolution exigée pour les résultats et les efforts requis pour construire le modèle. Un des composants critiques des évaluations d'après le critère E est la définition explicite de l'effondrement par rapport au modèle conceptuel de la dynamique de l'écosystème et des variables mesurées (Section 3.2).

4. *Préciser les données et le bagage de connaissances*

L'application du critère E requiert que les niveaux des variables écosystémiques clés soient prédits sur des périodes d'évaluation spécifiques. Ces variables peuvent représenter la distribution spatiale (comme dans les critères A et B), l'environnement abiotique (critère C) ou les interactions biotiques (critère D). Des variables adaptées peuvent être sélectionnées en suivant les procédures ébauchées dans les sections *Application* pour chaque critère. Les données peuvent consister en des mesures quantitatives (par exemple, des données spatiales ou séries temporelles) ou être dérivées par des experts. À ce stade, le degré d'accumulation temporelle et spatiale des données et prédictions peut être révisé pour faire correspondre la dynamique de l'écosystème au contexte de modélisation. Lorsque les données manquent, il est possible de déduire les processus et données à partir d'écosystèmes similaires

(Maxwell *et al.* 2015). Tout ceci doit être indiqué et commenté dans la documentation du modèle.

5. *Sélectionner un type de modèle*

Un large éventail de modèles de simulation de la dynamique de l'écosystème permet que la probabilité d'effondrement de l'écosystème soit estimée directement. La sélection d'un type de modèle adapté dépendra de : (i) la dynamique de l'écosystème ; (ii) la disponibilité des données ; (iii) la représentation de l'incertitude ; et (iv) l'intégration de la stochasticité. Certains modèles sont mieux adaptés à la représentation d'écosystèmes spécifiques et de leurs dynamiques (par exemple, les modèles hydrologiques pour les zones humides, les modèles de végétation globale pour les forêts). Le type de données de départ peut aussi limiter le choix du modèle (par exemple, certains types de modèle sont incapables de gérer des données manquantes ou celles dérivées par les experts). Les modèles doivent être choisis ou adaptés de façon que des analyses adéquates d'incertitude et sensibilité puissent être menées. Idéalement, l'incertitude du modèle doit être traitée par l'implémentation de multiples modèles représentant des interprétations alternatives de la dynamique de l'écosystème. Enfin, la dynamique de l'écosystème repose sur des processus stochastiques, de sorte que les modèles doivent être choisis ou adaptés pour qu'ils puissent intégrer la stochasticité (voir l'étude de cas du Lagon de Coorong dans l'annexe S2 dans Keith *et al.* 2013).

Parmi les types de modèle candidats pour l'application du critère E se trouvent :

- Les diagrammes états-transitions (Lester et Fairweather 2009 ; Rumpff *et al.* 2011 ; Maxwell *et al.* 2015).
- Modèle bilan de matière (par exemple, Ecopath, Modèles de complexité intermédiaire) (Christensen et Walters 2004 ; Plagányi *et al.* 2014).
- Diagrammes de bifurcation (Holdo *et al.* 2013).
- Théorie des réseaux (par exemple, Analyse de viabilité d'une communauté) (de Visser *et al.* 2011).
- Modèles de végétation globale (Scholze *et al.* 2006).
- Distribution dynamique des espèces et modèles de populations (Midgley *et al.* 2010 ; Keith *et al.* 2008).
- Modèles spatiaux (par exemple, automates cellulaires) (Soares-Filho *et al.* 2002).
- Modèles généraux d'écosystèmes (par exemple, le modèle Madingley) (Harfoot *et al.* 2014).

6. *Formation du modèle, paramétrage, validation*

Les modèles doivent suivre les meilleures recommandations quant aux pratiques pour chaque type de modèle, et ils doivent être correctement formés, paramétrés ou validés. Par exemple, le diagramme états-transitions construit à partir des données du Lagon de Coorong a été validé à travers plusieurs parcours, de sorte que ni les états ni les transitions n'ont été déterminés a priori (Lester et Fairweather 2011). Pour certains modèles, une validation exhaustive peut ne pas être possible ; dans ces cas, la performance du modèle peut être évaluée au moyen d'indicateurs de

performance pertinents, comme par exemple, la reproduction satisfaisante des comportements observés ou l'absence de corrélation entre les résidus du modèle (Jakeman *et al.* 2006). La formation, le paramétrage et la validation peuvent s'effectuer en des étapes itératives qui doivent être documentées exhaustivement. Il est peut-être souhaitable d'évaluer les effets de l'incertitude des données, des paramètres et des modèles au moyen d'analyses de sensibilité. Dans l'ensemble, les évaluateurs doivent démontrer que le modèle est adapté aux objectifs de l'application du critère E.

7. *Scénarios*

Des scénarios futurs qui représentent des menaces et transformations probables de la dynamique de l'écosystème doivent être identifiés. Il est important de reconnaître que les concepts et données qui sous-tendent les scénarios peuvent être sujets à des niveaux élevés d'incertitude dont les effets sont peut-être difficiles de suivre s'agissant, en particulier, de grands modèles (par exemple, des projections quant au changement climatique ; Kujala *et al.* 2013). Souvent, la probabilité relative de chaque scénario futur ne pourra pas être déterminée (Peterson *et al.* 2003). La probabilité finale d'effondrement peut donc être exprimée par une fourchette de valeurs et non par une estimation unique.

8. *Probabilité d'effondrement*

L'estimation de la probabilité d'effondrement peut être représentée par une valeur unique, mais, dans la plupart des cas, elle peut être exprimée par une fourchette de valeurs qui prennent en compte l'incertitude dans la construction du modèle. Des analyses de sensibilité de la probabilité d'effondrement peuvent être menées par rapport à : (i) l'incertitude des données, du modèle et des paramètres ; (ii) l'incertitude du scénario ; et (iii) d'autres formes d'incertitude qui puissent affecter le résultat de la modélisation, par exemple, le choix de variables dans l'évaluation de l'effondrement de l'écosystème. Une analyse de sensibilité à propos du seuil d'effondrement doit être menée pour tous les modèles, étant donné que le résultat final d'après le critère E peut être particulièrement sensible à la définition de l'effondrement. Dans les simulations pour la forêt de frênes de montagne (Burns *et al.* 2015), par exemple, le seuil d'effondrement a dû baisser d'un arbre à cavités par hectare en moyenne à 0.7, afin de changer le résultat de l'évaluation de risque.

9. *Interprétation et documentation*

Le critère E fournit un cadre englobant pour l'application des autres critères et inclut des dynamiques écosystémiques qui peuvent ne pas être capturées par ceux-ci. C'est pourquoi est peut-être utile de comparer le résultat d'après le critère E avec les résultats des autres critères et donner des aperçus quant aux raisons possibles des divergences dans les résultats de l'évaluation. Pour le critère E, un niveau de documentation supérieure est requis par rapport aux autres critères, étant donnée le caractère scientifique de la modélisation et les effets de l'incertitude. Il est souhaitable que les évaluateurs publient leurs modèles dans des articles revus par les pairs et déposent leurs matériaux (données, codes) dans des répertoires de données afin de permettre le scrutin exhaustif des modèles et de leurs résultats. Au sein de la révision par les pairs de la LRE, des experts en modélisation et évaluation de risque évalueront les modèles en fonction de critères stricts et ils peuvent exiger

des analyses supplémentaires. Des orientations spécifiques et des exemples pour l'application du critère E sont en cours de développement. Ils seront disponibles sur le site web de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN (www.iucnrl.org).

Encadré 14. Développer un modèle quantitatif de la dynamique de l'écosystème (critère E)

La probabilité d'effondrement de l'écosystème du Lagon du Coorong en Australie-Méridionale a été estimée par l'adaptation d'un diagramme états-transitions dérivé de façon empirique (Annexe S2 dans Keith *et al.* 2013 ; Lester et Fairweather 2011). L'effondrement de l'écosystème survient lorsque la moitié des années modélisées s'écoulent soit dans des états de dégradation écosystémique soit dans une période de récupération suite à des dégradations.

L'évaluation quantitative de la probabilité d'effondrement de l'écosystème de Coorong a été menée au moyen d'une chaîne de modèles (Lester et Fairweather 2011). Des simulations à des échelles réduites provenant de plusieurs modèles climatiques d'ampleur globale ont été appliquées à des modèles hydrologiques du bassin Murray-Darling afin de déterminer une série temporelle des courants. Six scénarios ont été considérés afin de quantifier la probabilité d'effondrement écologique dans le Coorong en fonction de trois projections climatiques pour 2030 et deux niveaux d'extraction (c'est-à-dire, avec et sans les infrastructures actuelles d'extraction). Tous les scénarios ont été exécutés pour une période de 144 années (Lester et Fairweather 2009). Étant donné que chaque scénario doit être interprété comme représentant 114 années de variabilité possible occasionnée par des fluctuations climatiques, la proportion d'années s'écoulant dans un état de dégradation ou de récupération fournit une évaluation de la stochasticité à l'intérieur du système.

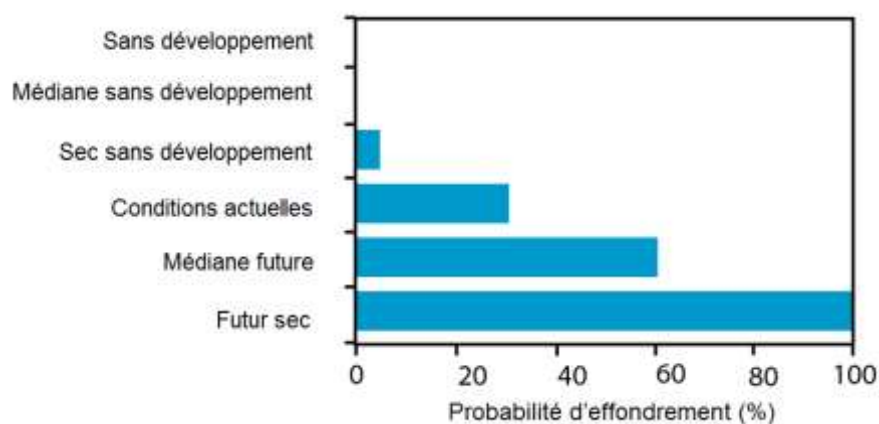


Figure 15. Probabilité d'effondrement du Lagon de Coorong selon six scénarios de changement climatique et d'extraction d'eau. Les trois scénarios climatiques sont : des séquences historiques depuis 1895 ; des projections futures médianes du climat qui reposent sur trois scénarios de changement climatique provenant de 15 modèles climatiques mondiaux ; et une projection future de climat sec fondée sur le dixième percentile des mêmes modèles.

Parmi les six scénarios étudiés, l'effondrement écologique survient dans quatre. L'extraction de l'eau ne cessera pas dans le bassin Murray-Darling, de sorte que l'on peut écarter les scénarios "sans développement" dans les calculs du risque d'effondrement. La probabilité d'effondrement de l'écosystème va de 30 à 100 % sur les trois scénarios qui représentent les niveaux actuels de développement. Le lagon de Coorong est donc inscrit dans la catégorie En Danger Critique (limites plausibles En Danger - En Danger Critique) d'après le critère E.

6. Révision par les pairs et publication

Le Comité sur les standards scientifiques de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN coordonnera des révisions indépendantes par les pairs des évaluations de risque pour la Liste Rouge Mondiale des Écosystèmes de l'UICN. Les révisions des évaluations aux échelles régionales, nationales et locales reviendront aux gestionnaires du projet, bien qu'ils soient encouragés à chercher le conseil du Comité sur les standards scientifiques. Les évaluations seront révisées par au moins deux experts : un expert dans l'écologie du type d'écosystème évalué et un deuxième qui connaisse les *Critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN*.

Se trouvent parmi les critères de révision :

1. Si le type d'écosystème est compatible avec la définition conceptuelle de type d'écosystème et donc une unité d'évaluation valide d'après les critères de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN ;
2. Si la documentation inclut ou renvoie à des descriptions adaptées du type d'écosystème. Ceci inclut des passerelles vers des classifications pertinentes, une explication des processus écologiques et menaces clés, un modèle graphique et conceptuel et une évaluation quantitative de chaque critère pour lequel il existe des données ;
3. Si toutes les données et informations pertinentes pour l'évaluation de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN ont été traitées ;
4. Si la qualité des données qui sous-tendent l'évaluation a été évaluée de manière favorable ;
5. Si les concepts et définitions des lignes directrices ont été interprétés et appliqués correctement ;
6. Si les méthodes et calculs ont été appliqués de façon valide et s'il existe des méthodes alternatives mieux adaptées ;
7. Si les estimations des variables pour des états d'effondrement passés, présents et futurs sont complètes et reposent sur des preuves ;
8. Si les déductions liées à la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN sont justifiées et ont été correctement communiquées ;
9. Si les incertitudes ont été incorporées de façon adéquate à l'évaluation.

7. Références

- Akcakaya, H.R., Ferson, S., Burgman, M.A., Keith, D.A., Mace, G.M. and Todd, C.R. (2000). 'Making Consistent IUCN Classifications under Uncertainty'. *Conservation Biology* 14:1001–1013.
- Aladin, N. & Plotnikov, I. (1993). 'Large saline lakes of former USSR: a summary review'. *Hydrobiologia* 267:1–12.
- Alevizon, W.S. (2010). *Introduction To Caribbean Coral Reefs*. Gainesville, USA: William Alevizon.
- Allen, C., Gunderson, L. and Johnson, A.R. (2005). 'The Use of Discontinuities and Functional Groups to Assess Relative Resilience in Complex Systems'. *Ecosystems* 8: 958–966.
- Allen, T.F. and Hoekstra, T.W. (1990). 'The confusion between scale- defined levels and conventional levels of organization in ecology'. *Journal of Vegetation Science* 1:5–12.
- Andréfouët, S., Muller-Karger, F.E., Robinson, J.A., Kranenburg, C.J., Torres-Pulliza, D., Spraggins, S.A. and Murch, B. (2006). 'Global assessment of modern coral reef extent and diversity for regional science and management applications: a view from space'. In: Suzuki, Y., Nakamori, T., Hidaka, M., Kayanne, H., Casareto, B., Nadaoka, K., Yamano, H. and Tsuchiya, M. (eds.) *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium, Okinawa, Japan, 28 June-2 July 2004*, pp. 1732–1745. Tokyo, Japan: Japanese Coral Reef Society.
- Arias-González, J.E., Acosta-González, G., Membrillo, N., Garza-Pérez, J.R. and Castro-Pérez, J.M. (2012). 'Predicting spatially explicit coral reef fish abundance, richness and Shannon–Weaver index from habitat characteristics'. *Biodiversity and Conservation* 21:115–130.
- Aronson, R.B. and Blake, D.B. (2001). 'Global climate change and the origin of modern benthic communities in Antarctica'. *American Zoologist* 41:27–39.
- Auld, T.D. and Hutton, I. (2004). 'Conservation issues for the vascular flora of Lord Howe Island'. *Cunninghamia* 8:490–500.
- Auld, T.D. and Leishman, M.R. (2015). 'Ecosystem risk assessment for Gnarled Mossy Cloud Forest, Lord Howe Island, Australia'. *Austral Ecology* 40:364–372.
- Barrett, S. and Yates, C.J. (2015). 'Risks to a mountain summit ecosystem with endemic biota in southwestern Australia'. *Austral Ecology* 40:423–432.
- Beck, M.W., Brumbaugh, R.D., Airoidi, L., Carranza, A., Coen, L.D., Crawford, C., Defeo, O., Edgar, G.J., Hancock, B., Kay, M.C., Lenihan, H.S., Luckenbach, M.W., Toropova, C. L., Zhang, G. and Guo, X. (2011). 'Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management'. *BioScience* 61:107–116.
- Blab, J., Riecken, U. and Ssymank, A. (1995). 'Proposal on a criteria system for a National Red Data Book of Biotopes'. *Landscape Ecology* 10:41–50.
- Burns, E.L., Lindenmayer, D.B., Stein, J., Blanchard, W., McBurney, L., Blair, D. and Banks, S.C. (2015). 'Ecosystem assessment of mountain ash forest in the Central Highlands of Victoria, south-eastern Australia'. *Austral Ecology* 40:386–399.

- Cabezas, A., Comín, F.A., Beguería, S. and Trabucchi, M. (2009). 'Hydrologic and landscape changes in the Middle Ebro River (NE Spain): implications for restoration and management'. *Hydrology and Earth Systems Science* 13:273–284.
- Calcagno, V., Sun, C., Schmitz, O.J. and Loreau, M. (2011). 'Keystone Predation and Plant Species Coexistence: The Role of Carnivore Hunting Mode'. *The American Naturalist* 177(1):E1–E13.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. and Naeem, S. (2012). 'Biodiversity loss and its impact on humanity'. *Nature* 486:59–67.
- Cardinale, B.J., Matulich, K.L., Hooper, D.U., Byrnes, J.E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M.I. and Gonzalez, A. (2011). 'The functional role of producer diversity in ecosystems'. *American Journal of Botany* 98:572–592.
- Cardinale, B.J., Wright, J.P., Cadotte, M.W., Carroll, I.T., Hector, A., Srivastava, D.S., Loreau, M. and Weis, J.J. (2007). 'Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity'. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:18123–18128.
- Carpenter, S.R. (2003). *Regime Shifts in Lake Ecosystems: Patterns and Variation*. Excellence in Ecology Series, Volume 15. Oldendorf/Luhe, Germany: International Ecology Institute.
- Carpenter, S.R. and Turner, M.G. (2001). 'Hares and Tortoises: Interactions of Fast and Slow Variables in Ecosystems'. *Ecosystems* 3:495–497.
- Catling, P.M. and Brownell, V.R. (1995). 'A review of the alvars of the Great Lakes region: distribution, floristic composition, biogeography and protection'. *Canadian Field Naturalist* 109:143–171.
- Chapelle, G. and Peck, L.S. (1999). 'Polar gigantism dictated by oxygen availability'. *Nature* 399:114–115.
- Christensen, V. and Walters, C.J. (2004). 'Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations'. *Ecological modelling* 172:109–139.
- Clark, G.F., Raymond, B., Riddle, M.J., Stark, J.S. and Johnston, E.L. (2015). 'Vulnerability of Antarctic shallow invertebrate-dominated ecosystems'. *Austral Ecology* 40:482–491.
- Clarke, P.J., Latz, P.K. and Albrecht, D.E. (2005). 'Long-term changes in semi-arid vegetation: Invasion of an exotic perennial grass has larger effects than rainfall variability'. *Journal of Vegetation Science* 16:237–248.
- Commonwealth of Australia (2000). Environment Protection and Biodiversity Conservation Regulations, REG 7.02 Criteria for listing threatened ecological communities. Commonwealth of Australia, Canberra, ACT.
- Congalton, R.G. and Green, K. (2008). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices, 2nd Edition*. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Connors, B.M., Cooper, A.B., Peterman, R.M. and Dulvy, N.K. (2014). 'The false classification of extinction risk in noisy environments'. *Proceedings of the Royal Society B* 281:20132935.

- Council of the European Commission (1992). 'Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora'. *Official Journal of the European Communities, Series L* 206:7–49.
- Crespin, S.J. and Simonetti, J.A. (2015). 'Predicting ecosystem collapse: Spatial factors that influence risks to tropical ecosystems'. *Austral Ecology* 40:492–501.
- Dayton, P. (1979). 'Observations of growth, dispersal and population dynamics of some sponges in McMurdo Sound, Antarctica'. In: Levi, C. and Boury-Esnault, N. (eds.) *Biologie des Spongiaires (Sponge Biology). Colloques Internationaux du Centre National de la Recherche Scientifique* 291:271–282.
- Dayton, P.K. (1990). 'Polar benthos'. In: W.O. Smith (ed.) *Polar oceanography*, pp. 631–685. London: Academic Press.
- de Visser, S.N., Freymann, B.P. and Olff, H. (2011). 'The serengeti food web: empirical quantification and analysis of topological changes under increasing human impact'. *Journal of Animal Ecology* 80:484–494.
- DEC (2007). *Definitions, categories and criteria for threatened and priority ecological communities*. Perth: Department of Environment and Conservation (DEC), Government of Western Australia.
- DECC (2007). *Lord Howe Island Biodiversity Management Plan*. Sydney: Department of Environment and Climate Change (DECC), NSW.
- Di Fonzo, M., Collen, B. and Mace, G.M. (2013). 'A new method for identifying rapid decline dynamics in wild vertebrate populations'. *Ecology and Evolution* 3:2378–2391.
- Diamond, J. (2007). 'Easter Island revisited'. *Science* 317:1692–1694.
- Diamond, J.M. (1989). 'The present, past and future of human-caused extinctions'. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 325:469–477.
- Domning, D. (1972). 'Steller's sea cow and the origin of North Pacific aboriginal whaling'. *Syesis* 5:187–189.
- Doroff, A.M., Estes, J.A., Tinker, M.T., Burn, D.M. and Evans, T.J. (2003). 'Sea otter population declines in the Aleutian archipelago'. *Journal of Mammalogy* 84:55–64.
- Driver, A., Sink, K.J., Nel, J.N., Holness, S., Van Niekerk, L., Daniels, F., Jonas, Z., Majiedt, P.A., Harris, L. and Maze, K. (2012). *National Biodiversity Assessment 2011: An assessment of South Africa's biodiversity and ecosystems. Synthesis Report*. Pretoria: South African National Biodiversity Institute and Department of Environmental Affairs.
- Earl, J. (2003). *The Distribution and Impacts of Lippia (Phyla canescens) in the Murray Darling System*. Guyra: Murray Darling Basin Lippia Working Group.
- Eisenhauer, N., Milcu, A., Sabais, A.C.W., Bessler, H., Brenner, J., Engels, C., Klärner, B., Maraun, M., Partsch, S., Roscher, C., Schonert, F., Temperton, V.M., Thomisch, K., Weigelt, A., Weisser, W.W. and Scheu, S. (2011). 'Plant Diversity Surpasses Plant Functional Groups and Plant Productivity as Driver of Soil Biota in the Long Term'. *PLoS ONE* 6:e16055.
- Elith, J., Burgman, M.A. and Regan, H.M. (2002). 'Mapping epistemic uncertainties and vague concepts in predictions of species distribution'. *Ecological Modelling* 157:313–329.
- Essl, F. and Egger, G. (2010). *Lebensraumvielfalt in Österreich – Gefährdung und Handlungsbedarf. Zusammenschau der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen*

Österreichs. Klagenfurt: Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und Umweltbundesamt GmbH.

- Estes, J.A., Doak, D., Springer, A. and Williams, T. (2009). 'Causes and consequences of marine mammal population declines in southwest Alaska: a food-web perspective'. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364:1647–1658.
- Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S. R., Essington, T.E., Holt, R.D. and Jackson, J.B. (2011). 'Trophic downgrading of planet Earth'. *Science* 333:301–306.
- Estes, J.A., Tinker, M. and Bodkin, J.L. (2010). 'Using ecological function to develop recovery criteria for depleted species: sea otters and kelp forests in the Aleutian archipelago'. *Conservation Biology* 24:852–860.
- Faber-Langendoen, D., Keeler-Wolf, T., Meidinger, D., Tart, D., Hoagland, B., Josse, C., Navarro, G., Ponomarenko, S., Saucier, J.-P., Weakley, A. and Comer, P. (2014). 'EcoVeg: a new approach to vegetation description and classification'. *Ecological Monographs* 84:533–561.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., Blomberg, S.P., Montague-Drake, R., Felton, A. and Stein, J.A. (2007). 'Functional Richness and Relative Resilience of Bird Communities in Regions with Different Land Use Intensities'. *Ecosystems* 10:964–974.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. and Holling, C.S. (2004). 'Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management'. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:557–581.
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J. and Loreau, M. (2005). 'Functional diversity of plant–pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities'. *PLoS Biol* 4(1), e1. [doi:10.1371/journal.pbio.0040001]
- Foody, G.M. (2011). 'Impacts Of Imperfect Reference Data On The Apparent Accuracy Of Species Presence-Absence Models And Their Predictions'. *Global Ecology And Biogeography* 20(3):498–508.
- Fuller, R.M., Smith, G.M. and Devereux, B.J. (2003). 'The characterisation and measurement of land cover change through remote sensing: problems in operational applications?'. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 4:243–253.
- Gaston, K.J. (1994). *Rarity*. London, UK: Chapman and Hall.
- Gaston, K.J. and Fuller, R.A. (2008). 'Commonness, population depletion and conservation biology'. *Trends in Ecology & Evolution* 23:14–19.
- Gaston, K.J. and Fuller, R.A. (2009). 'The sizes of species' geographic ranges'. *Journal of Applied Ecology* 46:1–9.
- Gili, J.-M., Arntz, W.E., Palanques, A., Orejas, C., Clarke, A., Dayton, P.K., Isla, E., Teixidó, N., Rossi, S. and López-González, P.J. (2006). 'A unique assemblage of epibenthic sessile suspension feeders with archaic features in the high-Antarctic'. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 53:1029–1052.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J. and Duke, N. (2011). 'Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data'. *Global Ecology and Biogeography* 20:154–159.
- Goudard, A. and Loreau, M. (2008). 'Nontrophic interactions, biodiversity, and ecosystem functioning: an interaction web model'. *The American Naturalist* 171:91–106.

- Government of Manitoba (2014). *The Endangered Species and Ecosystems Act*. <<https://web2.gov.mb.ca/laws/statutes/ccsm/e111e.php?ccsm=e111>>. Accessed 15 November 2015.
- Grebmeier, J.M., Overland, J.E., Moore, S.E., Farley, E.V., Carmack, E.C., Cooper, L.W., Frey, K.E., Helle, J.H., McLaughlin, F.A. and McNutt, S.L. (2006). 'A major ecosystem shift in the northern Bering Sea'. *Science* 311:1461–1464.
- Green, P.T., O'Dowd, D.J., Abbott, K.L., Jeffery, M., Retallick, K. and Mac Nally, R. (2011). 'Invasional meltdown: Invader-invader mutualism facilitates a secondary invasion'. *Ecology* 92:1758–1768.
- Gregg, E.J., Ahrens, A.L. and Perry, R.I. (2012). 'Reconciling classifications of ecologically and biologically significant areas in the world's oceans'. *Marine Policy* 36:716–726.
- Hannah, J. and Bell, R.G. (2012). 'Regional sea level trends in New Zealand'. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 117:C01004.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. and Townshend, J.R.G. (2013). 'High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change'. *Science* 342:850–853.
- Hanski, I. (1998). 'Metapopulation dynamics'. *Nature* 396:41–49.
- Harfoot, M.B.J., Newbold, T., Tittensor, D.P., Emmott, S., Hutton, J., Lyutsarev, V., Smith, M.J., Scharlemann, J.P.W. and Purves, D.W. (2014). 'Emergent Global Patterns of Ecosystem Structure and Function from a Mechanistic General Ecosystem Model'. *PLoS Biol* 12:e1001841.
- Harpole, W.S. and Tilman, D. (2007). 'Grassland species loss resulting from reduced niche dimension'. *Nature* 446:791–793.
- Hartley, S. and Kunin, W.E. (2003). 'Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority'. *Conservation Biology* 17:1559–1570.
- Healy, T., Wang, Y. and Healy, J. (eds.) (2002). *Muddy Coasts of the World: Processes, Deposits, and Function*, Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Science.
- Hermoso, V., Januchowski-Hartley, S.R. & Pressey, R.L. (2013). 'When the suit does not fit biodiversity: loose surrogates compromise the achievement of conservation goals'. *Biological Conservation* 159:197–205.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R. and Zobel, M. (2006). 'Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order'. *Global Ecology and Biogeography* 15:1–7.
- Holdaway, R.J., Wiser, S.K. and Williams, P.A. (2012). 'Status assessment of New Zealand's naturally uncommon ecosystems'. *Conservation Biology* 26:619–629.
- Holdo, R.M., Holt, R.D. and Fryxell, J.M. (2013). 'Herbivore–vegetation feedbacks can expand the range of savanna persistence: insights from a simple theoretical model'. *Oikos* 122:441–453.
- Hong, S. and Shin, I. (2010). 'Global Trends of Sea Ice: Small-Scale Roughness and Refractive Index'. *Journal of Climate* 23:4669–4676.
- Huth, N. and Possingham, H.P. (2011). 'Basic ecological theory can inform habitat restoration for woodland birds'. *Journal of Applied Ecology* 48:293–300.

- IUCN (2001). *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN Species Survival Commission.
- IUCN (2012). *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- IUCN (2015). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4*. <www.iucnredlist.org>. Accessed 19 November 2015.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee (2014). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11*. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. <www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>
- Jakeman, A.J., Letcher, R.A. and Norton, J.P. (2006). 'Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models'. *Environmental Modelling & Software* 21:602–614.
- Jarvis, A. and Mulligan, M. (2011). 'The climate of cloud forests'. *Hydrological Processes* 25:327–343.
- Kauffman, A. and Gupta, M.M. (1991). *Introduction to fuzzy arithmetic: theory and application*. New York: VanNostrand Reinhold.
- Keith, D. and Myerscough, P. (1993). 'Floristics and soil relations of upland swamp vegetation near Sydney'. *Australian Journal of Ecology* 18:325–344.
- Keith, D.A. (2009). 'The interpretation, assessment and conservation of ecological communities'. *Ecological Management & Restoration* 10:S3–S15.
- Keith, D.A. (2015). 'Assessing and managing risks to ecosystem biodiversity'. *Austral Ecology* 40:337–346.
- Keith, D.A., Akçakaya, H.R., Thuiller, W., Midgley, G.F., Pearson, R.G., Phillips, S.J., Regan, H.M., Araújo, M.B. and Rebelo, T.G. (2008). 'Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models'. *Biology Letters* 4:560–563.
- Keith, D.A., Elith, J. and Simpson, C.C. (2014). 'Predicting distribution changes of a mire ecosystem under future climates'. *Diversity and Distributions* 20:440–454.
- Keith, D.A., Holman, L., Rodoreda, S., Lemmon, J. and Bedward, M. (2007). 'Plant functional types can predict decade-scale changes in fire-prone vegetation'. *Journal of Ecology* 95:1324–1337.
- Keith, D.A., Orscheg, C., Simpson, C.C., Clarke, P.J., Hughes, L., Kennelly, S.J., Major, R.E., Soderquist, T.R., Wilson, A.L. and Bedward, M. (2009). 'A new approach and case study for estimating extent and rates of habitat loss for ecological communities'. *Biological Conservation* 142:1469–1479.
- Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Barrow, E.G., Bland, L., Comer, P.J., Franklin, J., Link, J., McCarthy, M.A., Miller, R.M., Murray, N.J., Nel, J., Nicholson, E., Oliveira-Miranda, M.A., Regan, T.J., Rodríguez-Clark, K.M., Rouget, M. and Spalding, M.D. (2015). 'The IUCN Red List of Ecosystems: Motivations, Challenges, and Applications'. *Conservation Letters* 8:214–226.
- Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Bishop, M.J., Bonifacio, R., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Comer, P., Comín, F.A., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Fairweather, P.G., Holdaway, R.J., Jennings, M., Kingsford, R.T., Lester, R.E., Nally, R.M., McCarthy, M.A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M.A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T.J., Riecken, U., Spalding, M.D. and Zambrano-Martínez, S.

- (2013). 'Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems'. *PLoS ONE* 8(5):e62111.
- Kingsford, R. and Johnson, W. (1998). 'Impact of water diversions on colonially-nesting waterbirds in the Macquarie Marshes of arid Australia'. *Colonial Waterbirds* 21(2):159–170.
- Kingsford, R.T. and Auld, K.M. (2005). 'Waterbird breeding and environmental flow management in the Macquarie Marshes, arid Australia'. *River Research and Applications* 21:187–200.
- Kingsford, R.T. and Thomas, R.F. (1995). 'The Macquarie Marshes in arid Australia and their waterbirds: a 50-year history of decline'. *Environmental Management* 19:867–878.
- Kirby, M.X. (2004). 'Fishing down the coast: Historical expansion and collapse of oyster fisheries along continental margins'. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101:13096–13099.
- Kontula, T. and Raunio, A. (2009). 'New method and criteria for national assessments of threatened habitat types'. *Biodiversity and Conservation* 18:3861–3876.
- Kujala, H., Moilanen, A., Araújo, M.B. and Cabeza, M. (2013). 'Conservation planning with uncertain climate change projections'. *PloS ONE* 8:e53315.
- Lehmann, C.E.R., Anderson, T.M., Sankaran, M., Higgins, S.I., Archibald, S., Hoffmann, W.A., Hanan, N.P., Williams, R.J., Fensham, R.J., Felfili, J., Hutley, L.B., Ratnam, J., San Jose, J., Montes, R., Franklin, D., Russell-Smith, J., Ryan, C.M., Durigan, G., Hiernaux, P., Haidar, R., Bowman, D.M.J.S. and Bond, W.J. (2014). 'Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents'. *Science* 343:548–552.
- Lester, R.E. and Fairweather, P.G. (2009). 'Modelling future conditions in the degraded semi-arid estuary of Australia's largest river using ecosystem states'. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85:1–11.
- Lester, R.E. and Fairweather, P.G. (2011). 'Ecosystem states: Creating a data-derived, ecosystem-scale ecological response model that is explicit in space and time'. *Ecological Modelling* 222:2690–2703.
- Likens, G.E. (1992). *The Ecosystem Approach: Its Use and Abuse*. Excellence in Ecology Series, Volume 3. Oldendorf/Luhe, Germany: Ecology Institute
- Lindenmayer, D. (2009). *Forest pattern and ecological process: a synthesis of 25 years of research*. Melbourne, Australia: CSIRO Publishing.
- Lindgaard, A. and Henriksen, S. (eds.) (2011). *The 2011 Norwegian Red List for Ecosystems and Habitat Types*. Trondheim: Norwegian Biodiversity Information Centre.
- Loreau, M., Mouquet, N. and Gonzalez, A. (2003). 'Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes'. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100:12765–12770.
- Ludwig, J.A., Bastin, G.N., Chewings, V.H., Eager, R.W. and Liedloff, A.C. (2007). 'Leakiness: A new index for monitoring the health of arid and semiarid landscapes using remotely sensed vegetation cover and elevation data'. *Ecological Indicators* 7:442–454.
- Lundberg, J. and Moberg, F. (2003). 'Mobile Link Organisms and Ecosystem Functioning: Implications for Ecosystem Resilience and Management'. *Ecosystems* 6:87–98.

- Mac Nally, R., Cunningham, S.C., Baker, P.J., Horner, G.J. and Thomson, J.R. (2011). 'Dynamics of Murray-Darling floodplain forests under multiple stressors: The past, present, and future of an Australian icon'. *Water Resources Research* 47:W00G05.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akcakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. and Stuart, S.N. (2008). 'Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species'. *Conservation Biology* 22:1424–42.
- MacKinnon, J., Verkuil, Y.I. & Murray, N.J. (2012). *IUCN situation analysis on East and Southeast Asian intertidal habitats, with particular reference to the Yellow Sea (including the Bohai Sea)*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 47. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- Mastrandrea, M.D., Field, C.B., Stocker, T.F., Edenhofer, O., Ebi, K.L., Frame, D.J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K.J. and Matschoss, P.R. (2010). *Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Maxwell, P.S., Pitt, K.A., Olds, A.D., Rissik, D. and Connolly, R.M. (2015). 'Identifying habitats at risk: simple models can reveal complex ecosystem dynamics'. *Ecological Applications* 25:573–587.
- McClintock, J.B., Amsler, C.D., Baker, B.J. and Van Soest, R.W. (2005). 'Ecology of Antarctic marine sponges: an overview'. *Integrative and Comparative Biology* 45:359–368.
- McKnight, M.W., White, P.S., McDonald, R.I., Lamoreux, J.F., Sechrest, W., Ridgely, R.S. and Stuart, S.N. (2007). 'Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes'. *PLoS Biol* 5:e272.
- Metternicht, G.I. and Zinck, J.A. (2003). 'Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints'. *Remote Sensing of Environment* 85:1–20.
- Meyer, J. (2011). 'Montane cloud forests on remote islands of Oceania: the example of French Polynesia (South Pacific Ocean)'. In: Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N. and Hamilton, L.S. (eds). *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*, pp. 121–129. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Micklin, P. and Aladin, N.V. (2008). 'Reclaiming the Aral Sea'. *Scientific American* 298:64–71.
- Midgley, G.F., Davies, I.D., Albert, C.H., Altwegg, R., Hannah, L., Hughes, G.O., O'Halloran, L.R., Seo, C., Thorne, J.H. and Thuiller, W. (2010). 'BioMove—an integrated platform simulating the dynamic response of species to environmental change'. *Ecography* 33:612–616.
- Miller, G., Friedel, M., Adam, P. and Chewings, V. (2010). 'Ecological impacts of buffel grass (*Cenchrus ciliaris* L.) invasion in central Australia – does field evidence support a fire-invasion feedback?'. *The Rangeland Journal* 32:353–365.
- Moberg, F. and Folke, C. (1999). 'Ecological goods and services of coral reef ecosystems'. *Ecological Economics* 29:215–233.
- Mucina, L. and Rutherford, M.C. (eds.) (2006). *The Vegetation of South Africa, Lesotho and Swaziland*. *Strelitzia* 19. Pretoria: South African National Biodiversity Institute.
- Mueller-Dombois, D. and Fosberg, F.R. (1998). *Vegetation of the Tropical Pacific Islands*. New York: Springer-Verlag.

- Murray, N.J., Clemens, R.S., Phinn, S.R., Possingham, H.P. and Fuller, R.A. (2014). 'Tracking the rapid loss of tidal wetlands in the Yellow Sea'. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12:267–272.
- Murray, N.J. and Fuller, R.A. (2015). 'Protecting stopover habitat for migratory shorebirds in East Asia'. *Journal of Ornithology* 156:217–225.
- Murray, N.J., Ma, Z. and Fuller, R.A. (2015). 'Tidal flats of the Yellow Sea: A review of ecosystem status and anthropogenic threats'. *Austral Ecology* 40:472–481.
- Murray, N.J., Phinn, S.R., Clemens, R.S., Roelfsema, C.M. and Fuller, R.A. (2012). 'Continental Scale Mapping of Tidal Flats across East Asia Using the Landsat Archive'. *Remote Sensing* 4:3417–3426.
- Newton, A.C. (2010). 'Use of a Bayesian network for Red Listing under uncertainty'. *Environmental Modelling & Software* 25:15–23.
- Nicholson, E., Keith, D.A. and Wilcove, D.S. (2009). 'Assessing the threat status of ecological communities'. *Conservation Biology* 23:259–274.
- Nicholson, E., Regan, T.J., Auld, T.D., Burns, E.L., Chisholm, L.A., English, V., Harris, S., Harrison, P., Kingsford, R.T., Leishman, M.R., Metcalfe, D.J., Pisanu, P., Watson, C.J., White, M., White, M.D., Williams, R.J., Wilson, B. and Keith, D.A. (2015). 'Towards consistency, rigour and compatibility of risk assessments for ecosystems and ecological communities'. *Austral Ecology* 40:347–363.
- NSW Scientific Committee (2004). *Coolibah – Black Box Woodland of the northern riverine plains in the Darling Riverine Plains and Brigalow Belt South bioregions – endangered ecological community listing. Final Determination*. Sydney: NSW Scientific Committee.
- Olofsson, P., Foody, G.M., Herold, M., Stehman, S.V., Woodcock, C.E. and Wulder, M.A. (2014). 'Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change'. *Remote Sensing of Environment* 148:42–57.
- Olofsson, P., Foody, G.M., Stehman, S.V. and Woodcock, C.E. (2013). 'Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation'. *Remote Sensing of Environment* 129:122–131.
- Payet, K., Rouget, M., Esler, K.J., Reyers, B., Rebelo, T., Thompson, M.W. and Vlok, J.H. (2013). 'Effect of Land Cover and Ecosystem Mapping on Ecosystem-Risk Assessment in the Little Karoo, South Africa'. *Conservation Biology* 27:531–541.
- Peterson, G.D., Cumming, G.S. and Carpenter, S.R. (2003). 'Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world'. *Conservation Biology* 17:358–366.
- Pickett, S.T.A. (1989). 'Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies'. In: Likens, G.E. (ed.) *Long-term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*, pp.110–135. New York: Springer-Verlag.
- Pickett, S.T.A. and Cadenasso, M.L. (1995). 'Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems'. *Science* 269:331–334.
- Plagányi, É.E., Punt, A.E., Hillary, R., Morello, E.B., Thébaud, O., Hutton, T., Pillans, R.D., Thorson, J.T., Fulton, E.A. and Smith, A.D. (2014). 'Multispecies fisheries management and conservation: tactical applications using models of intermediate complexity'. *Fish and Fisheries* 15:1–22.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L. and Campbell, J.H. (1999). 'Biological response to climate change on a tropical mountain'. *Nature* 398:611–615.

- Precautionary Principle Project (2005). *Guidelines for Applying the Precautionary Principle to Biodiversity Conservation and Natural Resource Management*. Cambridge, UK: The Precautionary Principle Project – a joint initiative of Fauna & Flora International, IUCN, ResourceAfrica and TRAFFIC.
- Rebelo, A.G., Boucher, C., Helme, N., Mucina, L., Rutherford, M.C. (2006). 'Fynbos biome'. In: Mucina, L. and Rutherford, M.C. (eds.) *The Vegetation of South Africa, Lesotho and Swaziland. Strelitzia* 19, pp.52-219. Pretoria: South African National Biodiversity Institute.
- Regan, H.M. and Colyvan, M. (2000). 'Fuzzy Sets and Threatened Species Classification'. *Conservation Biology* 14:1197–1199.
- Regan, H.M., Colyvan, M. and Burgman, M.A. (2002). 'A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology'. *Ecological Applications* 12:618–628.
- Reid, M., Ogden, R. and Thoms, M. (2011). 'The influence of flood frequency, geomorphic setting and grazing on plant communities and plant biomass on a large dryland floodplain'. *Journal of Arid Environments* 75:815–826.
- Reisewitz, S.E., Estes, J.A. and Simenstad, C.A. (2006). 'Indirect food web interactions: sea otters and kelp forest fishes in the Aleutian archipelago'. *Oecologia* 146:623–631.
- Republic of South Africa (2004). 'National Environmental Management: Biodiversity Act, 2004'. *Government Gazette Republic of South Africa Cape Town* 467:1–84
- Reschke, C., Reid, R., Jones, J., Feeney, T., and Potter, H. (1999). *Conserving Great Lakes Alvars*. Chicago, USA: The Nature Conservancy.
- Riecken, U., Finck, P., Rath, U., Schröder, E. and Ssymank, A. (2009). *German Red Data Book on endangered habitats (short version, July 2009)*. Bonn-Bad Godesberg, Germany: German Federal Agency for Nature Conservation (BfN).
- Riecken, U., Heinzel, K., Schlumprecht, H., Boedeker, D. and für Naturschutz, B. (2006). *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands: zweite fortgeschriebene Fassung 2006*. Bonn, Germany: Bundesamt für Naturschutz.
- Robertson, A.I. and Rowling, R.W. (2000). 'Effects of livestock on riparian zone vegetation in an Australian dryland river'. *Regulated Rivers: Research & Management* 16:527–541.
- Rodríguez, J.P., Keith, D.A., Rodríguez-Clark, K.M., Murray, N.J., Nicholson, E., Regan, T.J., Miller, R.M., Barrow, E.G., Bland, L.M., Boe, K., Brooks, T.M., Oliveira-Miranda, M.A., Spalding, M. and Wit, P. (2015). 'A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria'. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 370: 20140003.
- Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Baillie, J.E.M., Ash, N., Benson, J., Boucher, T., Brown, C., Burgess, N.D., Collen, B., Jennings, M., Keith, D.A., Nicholson, E., Revenga, C., Reyers, B., Rouget, M., Smith, T., Spalding, M., Taber, A., Walpole, M., Zager, I. and Zamin, T. (2011). 'Establishing IUCN Red List Criteria for Threatened Ecosystems'. *Conservation Biology* 25:21–29.
- Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Keith, D.A., Barrow, E.G., Benson, J., Nicholson, E. and Wit, P. (2012a). 'IUCN Red List of Ecosystems'. *S.A.P.I.EN.S [Online]* 5.2 <<http://sapiens.revues.org/1286>>.
- Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Keith, D.A., Barrow, E.G., Comer, P. and Oliveira-Miranda, M.A. (2012b). 'From Alaska to Patagonia: the IUCN Red List of the continental ecosystems of the Americas'. *Oryx* 46:170–171.

- Rodríguez, J.P., Rojas-Suárez, F. and Giraldo Hernández, D. (eds.) (2010). *Libro Rojo de los Ecosistemas Terrestres de Venezuela*. Caracas, Venezuela: Provita, Shell Venezuela y Lenovo (Venezuela).
- Rogers, C.S. (1990). 'Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation'. *Marine Ecology Progress Series* 62:185–202.
- Rumpff, L., Duncan, D., Vesk, P., Keith, D. and Wintle, B. (2011). 'State-and-transition modelling for adaptive management of native woodlands'. *Biological Conservation* 144:1224–1236.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A.J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S.H.M., Collen, B., Cox, N., Master, L.L., O'Connor, S. and Wilkie, D. (2008). 'A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions'. *Conservation Biology* 22:897–911.
- Scheffer, M., Carpenter, S.R., Foley, J., Folke, C. and Walker, B.H. (2001). 'Catastrophic shifts in ecosystems'. *Nature* 413:591–596.
- Scholze, M., Knorr, W., Arnell, N.W. and Prentice, I.C. (2006). 'A climate-change risk analysis for world ecosystems'. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:13116–13120.
- Shi, J., Ma, K., Wang, J., Zhao, J. and He, K. (2010). 'Vascular plant species richness on wetland remnants is determined by both area and habitat heterogeneity'. *Biodiversity and Conservation* 19:1279–1295.
- Simmons, C.L., Auld, T.D., Hutton, I., Baker, W. J. and Shapcott, A. (2012). 'Will climate change, genetic and demographic variation or rat predation pose the greatest risk for persistence of an altitudinally distributed island endemic?'. *Biology* 1:736–765.
- Soares-Filho, B.S., Coutinho Cerqueira, G. and Lopes Pennachin, C. (2002). 'DINAMICA—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier'. *Ecological Modelling* 154:217–235.
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Halpern, B.S., McManus, M.A., Molnar, J., Allen, G.R., Davidson, N., Jorge, Z.A., Lombana, A.L., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Recchia, C.A. and Robertson, J. (2007). 'Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas'. *BioScience* 57:573–583.
- Springer, A.M., Estes, J.A., van Vliet, G.B., Williams, T.M., Doak, D.F., Danner, E.M., Forney, K.A. and Pfister, B. (2003). 'Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: An ongoing legacy of industrial whaling?'. *PNAS* 100:12223–12228.
- Steneck, R. and Watling, L. (1982). 'Feeding capabilities and limitation of herbivorous molluscs: a functional group approach'. *Marine Biology* 68:299–319.
- Steneck, R.S., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D., Erlandson, J.M., Estes, J.A. and Tegner, M.J. (2002). 'Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future'. *Environmental Conservation* 29:436–459.
- Tansley, A.G. (1935). 'The use and abuse of vegetational concepts and terms'. *Ecology* 16:284–307.
- Taylor, B. and Ganf, G.G. (2005). 'Comparative ecology of two co-occurring floodplain plants: the native *Sporobolus mitchellii* and the exotic *Phyla canescens*'. *Marine and Freshwater Research* 56:431–440.
- Thébault, E. and Loreau, M. (2005). 'Trophic Interactions and the Relationship between Species Diversity and Ecosystem Stability'. *The American Naturalist* 166:E95–E114.

- Thompson, J.N. (1997). Conserving Interaction Biodiversity. In: Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shachak, M. and Likens, G.E. (eds.) *The Ecological Basis of Conservation*, pp.285-293. Springer US.
- Thoms, M. and Sheldon, F. (2000). 'Water resource development and hydrological change in a large dryland river: the Barwon–Darling River, Australia'. *Journal of Hydrology* 228:10–21.
- Thoms, M.C. (2003). Floodplain–river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. *Geomorphology*, 56, 335-349.
- UNEP (2001). Partow, H. *The Mesopotamian marshlands: demise of an ecosystem*. Early Warning and Assessment Technical Report, UNEP/DEWA/TR.01-3 Rev. 1. Division of Early Warning and Assessment. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme.
- Vázquez, D.P. and Simberloff, D. (2003). 'Changes in interaction biodiversity induced by an introduced ungulate'. *Ecology Letters* 6:1077–1083.
- Walker, B., Kinzig, A. and Langridge, J. (1999). 'Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species'. *Ecosystems* 2:95–113.
- Wang, Y. and Zhu, D. (1994). 'Tidal flats in China'. *Oceanology of China Seas* 2:445–456.
- Wang, Y.P., Gao, S., Jia, J., Thompson, C.E.L., Gao, J. and Yang, Y. (2012). 'Sediment transport over an accretional intertidal flat with influences of reclamation, Jiangsu coast, China'. *Marine Geology* 291–294:147–161.
- Watling, L. and Norse, E.A. (1998). 'Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting'. *Conservation Biology* 12:1180–1197.
- Wiens, J.A. (1989). 'Spatial scaling in ecology'. *Functional Ecology* 3:385–397.
- Wood, J., Low, A.B., Donaldson, J.S. and Rebelo, A.G. (1994). 'Threats to plant species diversity through urbanization and habitat fragmentation in the Cape Metropolitan Area, South Africa'. In: Huntley, B.J. (ed.) *Botanical Diversity in Southern Africa. Strelitzia* 1, pp.259-274. Pretoria: South African National Biodiversity Institute.
- Zhao, H.L., Zhao, X.Y., Zhou, R.L., Zhang, T.H. and Drake, S. (2005). 'Desertification processes due to heavy grazing in sandy rangeland, Inner Mongolia'. *Journal of Arid Environments* 62:309–319.

Annexe 1. Liste de contributeurs

Nom	Organisation	Pays
Kaisu Aapala	Finnish Environment Institute	Finlande
Alfonso Alonso	Smithsonian Conservation Biology Institute	États-Unis

<i>Nom</i>	<i>Organisation</i>	<i>Pays</i>
Marianne Asmussen	Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas	Venezuela
Steven Bachman	Royal Botanic Gardens, Kew	UK
Jonathan Baillie	Zoological Society of London	UK
Edmund G. Barrow	IUCN	Kenya / Irlande
Alberto Bassett	University of Lecce	Italie
John Benson	Royal Botanic Gardens and Domain Trust	Australie
Melanie J. Bishop	Macquarie University	Australie
Lucie M. Bland	University of Melbourne	Australie
Kaia Boe	IUCN	Suisse
Ronald Bonifacio	South Australian Department of Environment and Natural Resources	Australie
Tim Boucher	The Nature Conservancy	USA
Thomas M. Brooks	IUCN	Suisse
Claire Brown	UNEP-WCMC	UK
Neil Burgess	UNEP-WCMC	UK
Mark A. Burgman	University of Melbourne	Australie
Ben Collen	Zoological Society of London	UK
Patrick Comer	NatureServe	États-Unis
Francisco A. Comín	Pyrenean Institute of Ecology-CSIC	Espagne
Franz Essl	Environment Agency	Autriche
Don Faber-Langendoen	NatureServe	États-Unis
Peter G. Fairweather	Flinders University	Australie
Ariany García Rawlins	Provita	Venezuela
Robert J. Holdaway	Landcare Research	Nouvelle Zélande
Michael Jennings	University of Idaho	États-Unis
David A. Keith	University of New South Wales	Australie
Richard T. Kingsford	University of New South Wales	Australie
Tytti Kontula	Finnish Environment Institute	Finlande
Rebecca E. Lester	Deakin University	Australie
Ralph Mac Nally	Monash University	Australie
Michael A. McCarthy	University of Melbourne	Australie
Rebecca M. Miller	IUCN	UK
Justin Moat	Royal Botanic Gardens, Kew	UK
Nicholas J. Murray	University of New South Wales	Australie
Emily Nicholson	Deakin University	Australie
María A. (Tina) Oliveira-Miranda	Provita	Venezuela
Phil Pisanu	South Australian Department of Environment	Australie

<i>Nom</i>	<i>Organisation</i>	<i>Pays</i>
	and Natural Resources	
Brigitte Poulin	Tour du Valat Research Center	France
Tracey J. Regan	Arthur Rylah Institute	Australie
Belinda Reyers	Council for Scientific and Industrial Research	Afrique du sud
Uwe Riecken	German Federal Agency for Nature Conservation	Allemagne
Jon Paul Rodríguez	Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas	Venezuela
Kathryn M. Rodríguez-Clark	Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas	Venezuela
Mark D. Spalding	The Nature Conservancy and University of Cambridge	UK
Andrew Taber	The Wildlife Trust	États-Unis
Irene Zager	Provita	Venezuela
Sergio Zambrano-Martínez	Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas	Venezuela
Carlos Zambrana-Torrelío	EcoHealth Alliance	États-Unis
Tara Zamin	Monash University	Australie

Annexe 2 : Critères de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN, Version 2.1

A. Réduction de la distribution géographique sur n'importe laquelle des périodes suivantes :				
	A1. Passé (sur les 50 dernières années)	A2a. Futur (sur les 50 prochaines années)	A2b. Toute période de 50 ans comprenant le passé, le présent et le futur	A3. Historique : Depuis 1750
CR	≥ 80 %	≥ 80 %	≥ 80 %	≥ 90 %
EN	≥ 50 %	≥ 50 %	≥ 50 %	≥ 70 %
VU	≥ 30 %	≥ 30 %	≥ 30 %	≥ 50 %









B. Distribution géographique restreinte indiquée par l'une de B1, B2 ou B3 :				
	B1. L'étendue du plus petit polygone convexe englobant toutes les occurrences (zone d'occurrence), est pas plus grand que :			
CR	2,000 km ²	ET au moins un des cas de figure suivants (a-c) :	(a) Un déclin continu observé ou déduit SOIT dans :	
			i. une mesure de l'étendue spatiale adaptée à l'écosystème ; OU	
			ii. une mesure de la qualité environnementale adaptée au biote caractéristique de l'écosystème ; OU	
			iii. une mesure de la perturbation des interactions biotiques adaptée au biote caractéristique de l'écosystème.	
			(b) Des processus menaçants observés ou d qui risquent d'entraîner des déclins continus dans la distribution géographique, dans la qualité environnementale ou dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années.	
EN	20,000 km ²	ET au moins un des cas de figure suivants (a-c) :	(c) Les écosystèmes existent sur <u>1 localité</u>	
			(a) Un déclin continu observé ou déduit SOIT dans :	
			i. une mesure de l'étendue spatiale adaptée à l'écosystème ; OU	
			ii. une mesure de la qualité environnementale adaptée au biote caractéristique de l'écosystème ; OU	
			iii. une mesure de la perturbation des interactions biotiques adaptée au biote caractéristique de l'écosystème.	
VU	50,000 km ²	ET au moins un des cas de figure suivants (a-c) :	(b) Des processus menaçants observés ou d qui risquent d'entraîner des déclins continus dans la distribution géographique, dans la qualité environnementale ou dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années.	
			(c) Les écosystèmes existent sur <u>≤ 5 localités</u>	
			(a) Un déclin continu observé ou déduit SOIT dans :	
			i. une mesure de l'étendue spatiale adaptée à l'écosystème ; OU	
			ii. une mesure de la qualité environnementale adaptée au biote caractéristique de l'écosystème ; OU	
VU	50,000 km ²	ET au moins un des cas de figure suivants (a-c) :	iii. une mesure de la perturbation des interactions biotiques adaptée au biote caractéristique de l'écosystème.	
			(b) Des processus menaçants observés ou d qui risquent d'entraîner des déclins continus dans la distribution géographique, dans la qualité environnementale ou dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années.	
			(c) Les écosystèmes existent sur <u>≤ 10 localités</u>	

B2. Le nombre de mailles de 10 x 10 km occupées (zone d'occupation), est au plus :			
CR	2	ET au moins un des cas de figure suivants (a-c) :	(a) Un déclin continu observé ou déduit SOIT dans : i. une mesure de l'étendue spatiale adaptée à l'écosystème ; OU ii. une mesure de la qualité environnementale adaptée au biote caractéristique de l'écosystème ; OU iii. une mesure de la perturbation des interactions biotiques adaptée au biote caractéristique de l'écosystème. (b) Des processus menaçants observés ou d qui risquent d'entraîner des déclins continus dans la distribution géographique, dans la qualité environnementale ou dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années. (c) Les écosystèmes existent sur <u>1 localité</u>
			(a) Un déclin continu observé ou déduit SOIT dans : i. une mesure de l'étendue spatiale adaptée à l'écosystème ; OU ii. une mesure de la qualité environnementale adaptée au biote caractéristique de l'écosystème ; OU iii. une mesure de la perturbation des interactions biotiques adaptée au biote caractéristique de l'écosystème. (b) Des processus menaçants observés ou d qui risquent d'entraîner des déclins continus dans la distribution géographique, dans la qualité environnementale ou dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années. (c) Les écosystèmes existent sur <u>≤ 5 localités</u>
			(a) Un déclin continu observé ou déduit SOIT dans : i. une mesure de l'étendue spatiale adaptée à l'écosystème ; OU ii. une mesure de la qualité environnementale adaptée au biote caractéristique de l'écosystème ; OU iii. une mesure de la perturbation des interactions biotiques adaptée au biote caractéristique de l'écosystème. (b) Des processus menaçants observés ou d qui risquent d'entraîner des déclins continus dans la distribution géographique, dans la qualité environnementale ou dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années. (c) Les écosystèmes existent sur <u>≤ 10 localités</u>
EN	20	ET au moins un des cas de figure suivants (a-c) :	
VU	50	ET au moins un des cas de figure suivants (a-c) :	
B3. Un nombre très limité de localités (en général moins de 5) ET			
VU	Exposé aux impacts des activités humaines ou à des événements stochastiques sur une période très courte et dans un avenir incertain, étant ainsi susceptible de s'effondrer ou de se trouver bientôt en Danger critique. (B3 ne peut mener qu'à la catégorie « Vulnérable »).		

C. Dégradation environnementale sur n'importe laquelle des périodes suivantes :				
C1. Les 50 dernières années en fonction des changements dans une variable abiotique qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :		Gravité relative (%)		
	Étendue (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
C2a. Les 50 prochaines années, fonction des changements dans une variable <u>abiotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de		Gravité relative (%)		
	Étendue (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30

l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant : OU C2b. n'importe quelle période de 50 ans, y compris le passés, le présent et l'avenir, fonction des changements dans une variable <u>abiotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
		Gravité relative (%)		
C3. Depuis 1750, en fonction des changements dans une variable abiotique qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :	Étendue (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	CR	EN	VU
	≥ 70	EN	VU	
	≥ 50	VU		
D. Perturbation des processus ou interactions biotiques dans n'importe laquelle des périodes suivantes :				
D1. Les 50 dernières années en fonction des changements dans une variable <u>biotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :		Gravité relative (%)		
	Étendue (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
D2a. Les 50 prochaines années, en fonction des changements dans une variable <u>biotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant OU D2b. n'importe quelle période de 50 ans, y compris le passés, le présent et l'avenir, en fonction des changements dans une variable <u>biotique</u> qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :		Gravité relative (%)		
	Étendue (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
D3. Des perturbations dans les processus ou interactions <u>biotiques</u> depuis 1750 en fonction des changements dans une variable biotique qui affectent, à gravité relative, une fraction de l'étendue de l'écosystème, tel que l'indique le tableau suivant :		Gravité relative (%)		
	Étendue (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	CR	EN	VU
	≥ 70	EN	VU	
	≥ 50	VU		
E. Une analyse quantitative pour estimer la probabilité d'effondrement de l'écosystème d'être :				
CR	≥ 50 % dans 50			
EN	≥ 20% dans 50 ans			
VU	≥ 10 % dans 100 ans			

Annexe 3. Les codes de couleur

Category	Color	RGB color code		
		R	G	B
	Black	0	0	0
	Red	255	0	0
	Orange	255	165	0
	Yellow	255	255	0
	Green-Yellow	173	255	47
	Green	0	128	0
	Grey	128	128	128
	White	255	255	255