

ÉTAT DE CONSERVATION DES HABITATS : PROPOSITIONS DE DÉFINITIONS ET DE CONCEPTS POUR L'ÉVALUATION À L'ÉCHELLE D'UN SITE NATURA 2000

Lise MACIEJEWSKI¹, Fanny LEPAREUR¹, Déborah VIRY², Farid BENSETTITI¹, Renaud PUISSAUVÉ²
& Julien TOUROULT¹

¹ Muséum national d'Histoire naturelle, Service du Patrimoine Naturel, CP41, 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire. F-75005 Paris. E-mails: maciejewski@mnhn.fr (auteur référent), flepareur@mnhn.fr, bensestitti@mnhn.fr, touroult@mnhn.fr

² Muséum national d'Histoire naturelle, Service du Patrimoine Naturel, 4, avenue du Petit Château. F-91800 Brunoy. E-mails: dviry@mnhn.fr, puissaue@mnhn.fr

SUMMARY.— *Habitat conservation status: proposals of definitions and concepts for its assessment at a Natura 2000 site level.*— Assessing the conservation status of habitats is now a key part in the management plan of protected areas. The transposal of the Habitats-Fauna-Flora directive (92/43/CEE) (Habitats directive) in French law provides a regulatory frame for assessing the conservation status of habitat at a Natura 2000 site level. French Museum of Natural History has been asked to develop methods for Natura 2000 managers in order to standardize evaluations. Focusing on the concept of habitat and its evaluation, we propose definitions in order to fill some identified gaps and precise the concept of conservation status assessment. The need for habitat classification system is mentioned, as well as the advantages and the limits of this tool. Considering the habitat as a complex system under the general systems theories, its conservation status means the status of its components, but also of their interactions among them and with the environment. Assessing the conservation status implies the assessment of the structure, composition and functions of a habitat, which are interdependent. With the need for evaluation comes the need of making choices, which implies to define the « optimal selected state » as a long-term aim, and the « chosen favourable status » as an operational target for managers. These choices are enlightened by scientific evidences in a socio-economic and cultural context bounded by the Habitats directive. We discuss the impact of the habitat's dynamics and succession on the establishment of the different conservation status. Finally, some key methodological choices are discussed, especially the role of species in the assessment of habitat and the connections between evaluation and management.

RÉSUMÉ.— Depuis une vingtaine d'années, l'évaluation de l'état de conservation des habitats est devenue un élément important des plans de gestion d'espaces naturels. La transposition de la Directive Habitats-Faune-Flore (92/43/CEE) (DHFF) dans le code de l'environnement fournit un cadre réglementaire pour l'évaluer à l'échelle d'un site Natura 2000. Le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) a été chargé de proposer des méthodes à l'intention des gestionnaires afin de standardiser les évaluations et produire un diagnostic utile à la gestion. En se centrant sur la notion d'habitat (terrestre et marin) et sur son évaluation, nous proposons dans cet article des définitions afin de combler certaines lacunes identifiées et de préciser le concept d'état de conservation. La nécessité de se situer dans le cadre d'une typologie est évoquée avec ses avantages et ses limites. En considérant l'habitat comme un système complexe selon les théories générales des systèmes, son état de conservation traduit l'état de ses composantes ainsi que de leurs interactions, entre elles et avec l'environnement. Évaluer l'état de conservation implique ainsi d'évaluer la structure, la composition et les fonctions d'un habitat, qui sont interdépendantes. La nécessité d'évaluer amène à faire des choix, il s'agit de définir « l'état optimal souhaité » comme objectif théorique à long terme, et « l'état favorable choisi » comme proposition de cible opérationnelle pour les gestionnaires. Ces choix de seuils doivent être éclairés par des éléments scientifiques, tout en s'insérant dans le contexte socio-économique et culturel pris en compte par la DHFF. Nous discutons également de l'influence de la dynamique des habitats sur la définition des états de conservation. Enfin, certains choix méthodologiques clés sont présentés, notamment la place des espèces dans l'évaluation des habitats et les liens possibles entre diagnostic et gestion.

UN CONCEPT ISSU DES SCIENCES DE LA CONSERVATION : DE LA PRISE DE CONSCIENCE À L'ACTION

LA BIOLOGIE DE LA CONSERVATION SUR LA SCÈNE INTERNATIONALE

Si l'on recherche les fondements de la notion d'état de conservation, il faut s'intéresser à l'émergence dans les années 1980 d'un domaine spécifique de l'écologie scientifique : la biologie

de la conservation. Ce volet de l'écologie s'est développé en réponse à une situation alarmante, liée au développement des activités humaines et aujourd'hui considérée comme la sixième extinction de masse (Leakey & Lewin, 1996 ; Butchart *et al.*, 2010 ; Barnosky, 2011 ; Dirzo *et al.*, 2014). La communauté scientifique s'est largement emparée de ce sujet (AMNH, 1998) et les expressions associées ont ensuite peu à peu gagné les discours politiques et médiatiques (Régner, 2011). La biologie de la conservation est une discipline de crise (Soulé, 1985). Elle doit passer du statut de science qui enregistre des catastrophes à une science d'action (Barbault, 2008), donnant ainsi une nouvelle impulsion aux politiques de conservation de la nature. Son cadre conceptuel et méthodologique, défini sous l'influence des travaux de Soulé (1985), permet le développement d'outils pour la mise en œuvre de la protection de la nature.

En tant que science appliquée, la biologie de la conservation s'associe nécessairement à des considérations sociales et économiques (Mascia *et al.*, 2003) et s'inscrit dans le vaste champ multidisciplinaire des sciences de la conservation (Kareiva & Marvier, 2012). Reliées par un objectif commun et en interaction avec les acteurs de terrain, les sciences de la conservation sont devenues transdisciplinaires (Legay, 2004 ; Tress *et al.*, 2004), ce qui est aujourd'hui indispensable pour atteindre les objectifs de conservation. Ainsi, nous pouvons reprendre les termes utilisés par Barbault (2008) : « *Toute conservation efficace suppose la prise en compte et la compréhension des motivations, intérêts et valeurs de tous les utilisateurs et acteurs en cause* ». Et la place des scientifiques dans ce processus peut être résumée ainsi : « *La conservation est un choix de société que les scientifiques, en tant que tels, n'ont pas à imposer, mais qu'ils ont le devoir d'éclairer grâce aux connaissances que la société leur impose de produire* » (Blandin & Bellan, 1994). Ce transfert de connaissances nécessite un travail de médiation, pour créer une interface entre les décideurs, les chercheurs et les gestionnaires.

La conservation de la nature s'est développée dans un premier temps sous l'angle de la préservation des espèces (Kiss, 2005). Ces dispositifs de protection sont aujourd'hui complétés par des moyens de conservation des habitats naturels. Face à l'homogénéisation des écosystèmes et des paysages due à l'omniprésence de l'homme (Dirzo & Raven, 2003 ; Mace *et al.*, 2005), les acteurs de la conservation ont développé une vision plus intégrée de la nature. L'objet « habitat » se révèle un atout pour intégrer un caractère fonctionnel couvrant de nombreuses espèces et leurs relations, entre elles et avec leur environnement. Récemment l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a commencé à développer une liste rouge mondiale « écosystème » en introduisant le concept d'effondrement, analogue à celui d'extinction pour les espèces (Nicholson *et al.*, 2009 ; Rodriguez *et al.*, 2011, 2012 ; Keith *et al.*, 2013).

En Europe, en réponse à la Convention de Berne (Conseil de l'Europe, 1979) c'est la directive européenne 92/43/CEE, dite Directive Habitats-Faune-Flore (DHFF) (Conseil de la CEE, 1992) qui fixe le cadre de la politique de l'Union européenne relative à la conservation de la nature. Elle donne pour objectif commun aux États membres « *d'assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire* » (art. 2). L'état de conservation d'un habitat y est défini comme « *l'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel ainsi que sur les espèces typiques qu'il abrite, qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques* ». Il s'agit de la seule définition existante alors que la notion d'état de conservation a été largement reprise dans la convention sur la diversité biologique (ONU, 1992), sans être précisée dans ce texte. Cependant, cette définition n'est pas opérationnelle pour une utilisation à l'échelle d'un site, qui s'avère la plus pertinente pour la mise en place d'objectifs opérationnels pour la conservation des habitats (Cantarello & Newton, 2008). En effet, elle s'applique à une échelle biogéographique et elle reste vague et générale.

L'état de conservation est devenu un élément incontournable dans les documents de gestion d'espaces naturels et dans le cadre des démarches d'évaluation environnementale (Fiers, 2003). La

transposition réglementaire de la DHFF dans le droit français a consacré ce terme dans le langage technique de la conservation de la nature. C'est dans ce cadre que s'inscrivent nos propositions de définitions et de concepts, nécessaires pour échanger et débattre des outils mis à disposition des gestionnaires pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire.

L'ÉVALUATION DE L'ÉTAT DE CONSERVATION : UN CONCEPT CLÉ QUI RESTE À PRÉCISER

Le réseau européen de sites Natura 2000, à travers la mise en place de mesures de gestion adaptées, vise à conserver les habitats et les espèces d'intérêt communautaire des annexes I et II de la DHFF et les espèces de la directive 2009/147/CE dite Directive Oiseaux (Parlement européen & Conseil de l'Union européenne, 2009). Il est le principal dispositif (art. 3) qui doit permettre aux États membres d'atteindre les objectifs établis par la DHFF, « *tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales* ». En transposant la DHFF dans le code de l'environnement [art. R414-11 (Anonyme, 2008)], l'État français a décidé d'inclure dans le document de gestion de chaque site Natura 2000 (document d'objectifs) un diagnostic de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces qui justifient sa désignation.

Afin d'aider les acteurs des sites Natura 2000, le ministère français en charge de l'écologie a confié au Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) le développement de méthodes d'évaluation, permettant une approche standardisée par grands types d'habitat (terrestre et marin) sur l'ensemble du territoire métropolitain. Ces méthodes visent à fournir aux gestionnaires un cadre factuel pour diagnostiquer l'état des habitats dans un site, connaître leurs évolutions et fournir ainsi des éléments pertinents d'un point de vue écologique pour alimenter les débats dans le cadre d'une gestion concertée. Depuis 2009, plusieurs guides ont été publiés par le MNHN par grands types de milieux (Habitats forestiers : Carnino, 2009 ; Dunes littorales : Goffé, 2011 ; Lagunes : Lepareur *et al.*, 2013 ; Habitats humides et aquatiques : Viry, 2013 ; Habitats agropastoraux : Maciejewski *et al.*, 2015 ; Mares temporaires méditerranéennes : Charles *et al.*, 2015). Ces guides pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats à l'échelle d'un site Natura 2000 bénéficient d'un cadre conceptuel et méthodologique commun. Il est apparu utile de préciser notre interprétation des concepts associés à ces méthodes afin de pouvoir partager cette réflexion et poser les bases du débat. En effet, les termes et concepts utilisés sont polysémiques avec différentes interprétations possibles, valables si elles sont explicitées. De plus, il est apparu dans notre recherche bibliographique qu'il existe peu de références sur le sujet dans les revues scientifiques. Les publications sont majoritairement issues de la littérature grise, et traitent souvent le sujet sans en définir les concepts associés ni les termes employés. Ainsi, cet article a pour objectif d'exposer notre interprétation des concepts liés à l'état de conservation de l'habitat et à son évaluation. Elle est nourrie par les échanges avec des partenaires de diverses disciplines des sciences de la conservation (chercheurs, naturalistes, gestionnaires et décideurs). Le processus d'élaboration des guides méthodologiques, et les critères et indicateurs choisis par grand type d'habitat, ne seront pas abordés.

En se focalisant sur les concepts d'habitat, d'état de conservation et sur le principe d'évaluation, nous proposons à travers cet article de combler certaines lacunes identifiées et notamment les manques de définitions. Les concepts seront illustrés par quelques choix méthodologiques qu'il nous semble important d'exposer.

L'OBJET À ÉVALUER : L'HABITAT ET SON ÉTAT DE CONSERVATION

L'IMPORTANCE DE LA TYPOLOGIE ET DE LA DÉFINITION DE L'OBJET

Les politiques de conservation de la nature requièrent la définition précise des objets visés. Pour la DHFF, ces objets sont les espèces et les habitats d'intérêt communautaire, listés dans ses annexes. Les concepts d'espèces et leurs limites sont régulièrement remaniés au rythme des

travaux de taxinomie et de l'évolution des concepts en systématique. Les définitions des habitats sont encore plus difficiles à appréhender. Or, comme pour les noms scientifiques des espèces, le nom de l'habitat est la porte d'accès à tous ses attributs écologiques, biologiques et non biologiques : répartition, cartographie (polygones d'habitat), données sur l'écologie, fonctionnement, gestion, réglementation, etc. Blandin & Bellan (1994) parlent alors d'une « *indispensable typologie* ». Sans consensus clairement établi, notre acception du terme « typologie » correspond à une démarche méthodique qui, selon le contexte et l'objectif, aboutit à la définition d'un ensemble de types afin de faciliter l'analyse, la classification et l'étude de réalités complexes. La typologie n'est pas une fin en soi, c'est un moyen de synthétiser et d'organiser des objets d'un domaine d'étude, de simplifier une réalité complexe permettant de faciliter son appréhension en créant et nommant des entités (types) et d'adopter un vocabulaire commun (Grellier *et al.*, 2012). On cherche ainsi à passer d'un système continu (par exemple un gradient de couleur) à un système discret (un nuancier de couleur de peinture). Créer une typologie revient à installer des limites, à borner le domaine d'existence de chaque habitat dans un univers défini au préalable. Cette simplification nécessite de faire des choix qui ont des conséquences fortes. Ceux-ci découlent du contexte dans lequel s'est inscrite cette création, de son objectif et de sa construction. Lorsque ces choix sont faits en connaissance de cause, les conséquences et les limites du choix typologique peuvent alors être assumées (comme les différences entre créer un nuancier de couleur pour teinture pour cheveux, ou créer un nuancier de couleur pour peinture murale).

Notre étude se concentre uniquement sur les habitats de l'annexe I de la DHFF et ne concerne ni les espèces, ni leurs habitats d'espèces associés. La notion d'habitat, centrale dans notre problématique, recouvre une diversité conceptuelle forte, déjà soulignée dès le début du XX^{ème} siècle (Boullet, 2003). Aussi, nous avons voulu dans un premier temps préciser cet objet d'évaluation afin de pouvoir ensuite définir ce que l'on entend par état de conservation.

LA NOTION D'HABITAT

Les définitions du terme habitat varient considérablement dans la littérature écologique ; néanmoins Boullet (2003), reprenant pour une bonne part les idées de Yapp (1922), fait émerger trois principes essentiels :

- un espace géographique, possédant donc une réalité spatiale ;
- un ensemble de paramètres environnementaux agissant dans cet espace géographique et associant facteurs physico-chimiques (facteurs abiotiques) et facteurs biotiques ;
- une organisation spatio-temporelle et une approche multiscalaire du concept d'habitat.

Le premier principe est un principe chorologique (de localité) car l'habitat possède une dimension spatiale et géographique réelle. Le second principe d'essence écologique met en évidence, comme dans la définition de la DHFF, « *les caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles* » par lesquelles se distingue un habitat. Le troisième principe rappelle que l'habitat est aussi un concept dynamique et qu'il s'inscrit à différentes échelles spatio-temporelles.

Pour autant, Rameau *et al.* (2000) précisent que « *la végétation [sur le domaine terrestre] par son caractère intégrateur permet de déterminer l'habitat [en lien avec les unités de végétation du système phytosociologique]* ». Ceci, reconnu par de nombreux auteurs, permet d'éviter les confusions sémantiques entre les notions d'habitat et de végétation tout en reconnaissant le rôle de la phytosociologie dans la caractérisation des habitats terrestres (Braun-Blanquet, 1928, 1932, 1964 ; Géhu & Rivas-Martinez, 1981 ; Géhu, 1993 ; Boullet, 2003 ; Vigo *et al.*, 2005 ; Benito Alonso & Sanz Trullén, 2007). Pour les habitats marins, cette détermination se base en plus sur un cortège d'espèces incluant la faune (Pérès & Picard, 1964). Ce point nous permet d'insister sur la

différence entre la définition d'un objet et ses critères de détermination (comme la différence entre la définition d'une espèce et les critères de reconnaissance de cette espèce).

La DHFF définit donc les habitats naturels comme « *des zones terrestres ou aquatiques se distinguant par leurs caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles* », cette définition se concentre sur les deux premiers principes de la notion d'habitat mis en évidence par Boulet (2003). Elle est reprise dans le manuel EUR 28 (European Commission, 2013) qui décrit les habitats d'intérêt communautaire. C'est sur le troisième principe que le flou demeure. En effet l'échelle de description (spatiale, typologique et temporelle) des habitats présents dans ce manuel n'est pas constante ni toujours précisée. Par exemple dans le cas de ripisylves, différents habitats peuvent être décrits de la phase pionnière à la phase mature (par exemple pour les rivières alpines, ont été caractérisés les habitats « Rivières alpines avec végétation ripicole herbacée » - UE 3220 -, « Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à *Myricaria germanica* » - UE 3230 -, « Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à *Salix elaeagnos* » - UE 3240 -). Par contre, pour une hêtraie acidophile atlantique (UE 9120), on peut considérer que toutes les phases sont incluses dans la description d'un même habitat. Ces incohérences (il en existe d'autres de nature différente, on peut notamment se demander comment définir un état de conservation favorable pour un habitat se nommant « Tourbières hautes dégradées encore susceptibles de régénération naturelle » - UE 7120 -) rendent difficiles la mise en place d'une approche méthodologique commune à tous les habitats d'intérêt communautaire en ce qui concerne l'évaluation de leur état de conservation. Néanmoins, afin de rétablir de la cohérence, nous avons quand même cherché à établir une même approche pour tous les grands types d'habitat.

Noss (1990) précise que le terme « écosystème » comprend la communauté biotique et les aspects abiotiques de l'environnement, ainsi que les flux qui circulent entre ces divers compartiments. On peut donc s'appuyer sur l'idée que l'habitat est un écosystème auquel on ajoute une dimension géographique et descriptive précise, avec des limites cartographiables, les interactions et les échanges dépassant parfois ses frontières. Pour un usage pratique dans les politiques de conservation (aspects juridiques, d'évaluation et de gestion), cet écosystème doit être défini spatialement et identifiable sur le terrain : c'est là l'intérêt d'un habitat positionné au sein d'une typologie et accompagné d'une diagnose permettant de l'identifier.

DÉFINITION DE L'ÉTAT DE CONSERVATION D'UN HABITAT

Les écosystèmes sont des systèmes complexes, auxquels on peut appliquer les théories générales des systèmes, et notamment le concept d'émergence ; ce qui permet d'expliquer que de nouvelles propriétés globales émergent d'un ensemble d'interactions, en plus des propriétés de ses éléments constitutifs (Von Bertalanffy, 1993). Autrement dit, un système composé d'un ensemble d'éléments liés et de leurs interactions constitue une totalité qui ne se réduit pas à la somme des parties. La modification ou la variation d'un des éléments du système peut affecter le système entier (Le Moigne, 1977). Pour évaluer l'état de conservation d'un habitat, il faut évaluer ses composantes, mais aussi les interactions entre ses composantes et avec l'environnement.

La composition d'un habitat concerne son identité et la diversité des éléments dont il est formé, incluant par exemple les listes d'espèces (Noss, 1990) (*e.g.* les essences forestières). La structure d'un habitat concerne l'organisation physique, la disposition des éléments dans ce système (Noss, 1990) (*e.g.* les différentes strates forestières horizontales et verticales). La structure et la composition d'un habitat constituent ses caractéristiques biotiques, son environnement (sol, géomorphologie, macro et micro-climat, etc.) constitue ses caractéristiques abiotiques. De leurs relations dépend la réalisation des fonctions écologiques, c'est-à-dire toutes les actions et processus biologiques qui ont lieu naturellement dans l'écosystème et qui résultent de l'interaction entre tous ces compartiments : échanges, flux de matière, d'énergie, etc. (Maltby *et al.*, 1996 ; Costanza *et al.*, 1997) (*e.g.* la décomposition du bois mort). Un équilibre dynamique peut

s'installer entre les différentes composantes, car la composition, la structure et les aspects fonctionnels de l'écosystème sont interdépendants (Noss, 1990).

L'état de conservation d'un habitat traduit donc l'état de ses éléments, de leurs interactions entre eux et avec l'environnement. Évaluer l'état de conservation d'un habitat nécessite donc d'évaluer la structure, la composition et les fonctions, qui sont interdépendantes (Noss, 1990). L'état de conservation devient favorable lorsque ces éléments concourent à un fonctionnement de l'habitat permettant sa pérennité dans le temps et sa stabilité ou son expansion dans l'espace (en cohérence avec l'article 1 de la DHFF), dans les limites du type d'habitat défini dans la typologie et à une échelle donnée.

En termes de composition floristique et faunistique, un même type d'habitat (au sens du manuel d'interprétation EUR 28) présente une certaine variabilité selon les contextes climatiques, biogéographiques, géomorphologiques, édaphiques, historiques, etc. (Leslie *et al.*, 1996). Il est donc délicat pour certains habitats de définir les compositions d'espèces associées à un état favorable (ou défavorable) à l'échelle d'un territoire aussi vaste que la France métropolitaine. En revanche, pour un même type d'habitat, les processus à l'œuvre (naturels ou anthropiques) et les fonctions qui interagissent avec la composition spécifique et la structure de l'habitat (Noss, 1990 ; Noss & Cooperrider, 1994) sont les mêmes quel que soit le contexte environnemental (par exemple les communautés algales des roches subtidales de la côte basque et de la côte bretonne ont une composition différente mais assurent la même fonction de production primaire). À un niveau élevé ou intermédiaire de la classification des habitats (comme c'est le cas des habitats de la DHFF), ce sont donc les fonctions qui sont communes à tous les individus d'un même type d'habitat alors que la composition et la structure s'avèrent variables.

Cependant, il est souvent difficile d'évaluer de manière directe les fonctions. Certaines composantes de la structure et de la composition sont le reflet de ces fonctions et peuvent alors servir d'indicateurs des fonctions (par exemple la présence des coprophages dans les habitats agropastoraux est le témoin d'un enfouissement des excréments, donc du cycle de la matière). C'est pourquoi on essaiera d'évaluer les fonctions communes à un type d'habitat en déclinant des indicateurs sur la composition ou la structure. Ces indicateurs devront tenir compte du contexte régional (par exemple pour mettre en évidence le recyclage de la matière on pourra établir des listes de coprophages par zone biogéographique) ou en cherchant des aspects constants comme certaines espèces ou structures témoins de dégradation.

Nous schématisons l'état de conservation comme un gradient allant des états défavorables aux états favorables (Fig. 1). En effet, il est aisé d'envisager qu'il existe plusieurs états de conservation défavorables (issus de pressions différentes) et parallèlement il existe des expressions différentes d'un état de conservation favorable, notamment en termes de composition.

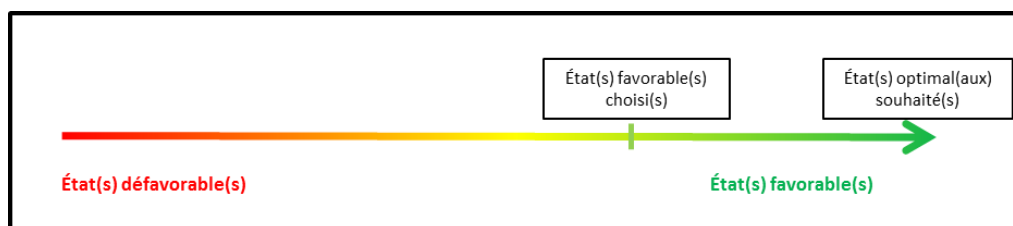


Figure 1.— Gradient d'état de conservation

Il est possible de faire un lien entre la résilience et l'état de conservation. Le concept de résilience a beaucoup évolué depuis les premiers travaux de Holling (1973). Walker *et al.* (2004) ont proposé de la définir en quatre points fondamentaux :

- l'amplitude de variation (ou latitude), c'est-à-dire le changement maximal qu'un système peut endurer avant de perdre sa capacité à revenir à l'identique ;
- la résistance aux perturbations, la difficulté qu'a un système à changer ;
- la précarité qui correspond à la distance entre l'état actuel du système et le seuil de dégradation irréversible ;
- la panarchie : parce qu'il existe des interactions entre les niveaux d'organisation, la résilience d'un système à l'un de ces niveaux d'organisation va dépendre des influences des niveaux inférieurs et supérieurs.

Dans cette même étude, Walker *et al.* (2004) représentent une vue multidimensionnelle de la dynamique d'un système. C'est une représentation des états possibles du système (avec dans cet exemple deux bassins d'attraction) liée aux attributs de la résilience, ceux-ci permettant de définir la position des états les uns par rapport aux autres (Fig. 2). L'état de conservation d'un polygone d'habitat (par exemple une parcelle de prairie de fauche, ou une station en milieu marin) est un constat à l'instant présent. En se basant sur le cadre conceptuel précédemment décrit, l'état de conservation d'un habitat traduit la position du polygone sur cette vue au moment de l'évaluation (instant t_0). Une amélioration de l'état de conservation entraîne une diminution de la précarité. L'amplitude de variation et la résistance aux perturbations sont des caractéristiques en partie intrinsèques à un type d'habitat (sur la figure L et K restent les mêmes si on change la position du système). D'une manière générale, la capacité de résilience traduit le positionnement de ce système vis-à-vis des autres états possibles. La capacité de résilience d'un système aura une très grande importance pour le gestionnaire dans le cadre de la définition des actions de gestion qui ont pour objectif l'amélioration de l'état de conservation (donc le faire passer d'un état à un autre).

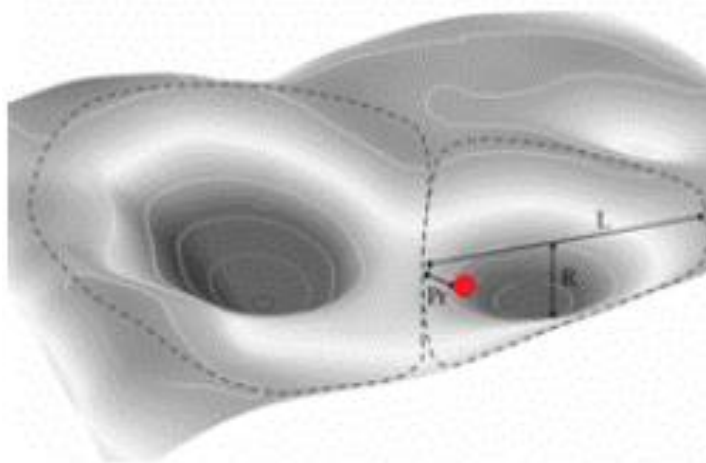


Figure 2.— Vue multidimensionnelle de la dynamique d'un système (avec deux bassins d'attraction), le point rouge montrant la position du système (= état de conservation) avec trois aspects de la résilience (L = l'amplitude de variation, R = résistance, Pr = précarité) (extraite et légèrement modifiée de Walker *et al.*, 2004).

Il est également important de noter que les unités typologiques sont constituées d'un ensemble d'états possibles du système, et les frontières typologiques ont parfois été créées autour d'un bassin d'attraction notamment pour les habitats se situant dans une succession progressive, mais ce n'est pas toujours le cas. Ceci aura un impact important sur l'évaluation de ces habitats (cf. plus bas), notamment sur la définition des états de conservation favorables.

ÉVALUER L'ÉTAT DE CONSERVATION D'UN HABITAT

ÉVALUER : QUANTIFICATION ET JUGEMENT DE VALEUR

Une difficulté provient du terme « évaluer », qui signifie « *déterminer, fixer, apprécier la valeur* » ou « *déterminer approximativement la durée, la quantité, l'importance de quelque chose* » (Nimmo, 2014). Les deux définitions données par le dictionnaire mettent en évidence son aspect subjectif et la disparité dans l'utilisation de ce terme où l'action d'évaluer peut être soit précise soit approximative. En 1986, Usher en introduction de son ouvrage « *Wildlife Conservation Evaluation* » (1986 ; in Dartailh, 1997) souligne que l'évaluation est un concept plus intuitif que scientifique. Ici, on retiendra qu'évaluer consiste à porter un jugement sur la valeur, déterminer l'importance de quelque chose (Delavigne, 2001). « *D'une manière générale, l'évaluation correspond à un système plus ou moins subjectif de cotation ou de notation de la valeur affectée à des objets* » (Bioret *et al.*, 2009). L'objectivité de l'évaluation étant difficile à atteindre, il est donc nécessaire que l'évaluation soit rigoureuse, précise, complète et critique, la justification des choix permettant le partage des résultats.

En général, par grand type d'habitats, les experts s'entendent pour l'essentiel sur le choix des critères à utiliser pour l'évaluation de leur état de conservation, mais ils peuvent diverger sur l'importance relative à accorder à chacun des critères retenus (Weisberg *et al.*, 2008). Quand il existe des différences, elles sont souvent associées à des divergences d'interprétation d'ordre conceptuel, comme par exemple sur l'importance à donner à la présence d'espèces invasives (Weisberg *et al.*, 2008). Ceci renvoie à la question délicate de savoir quels processus ou interactions sont les plus « importants » dans le fonctionnement de chaque écosystème (Boitani *et al.*, 2014). Il faut donc reconnaître que ces choix sont basés sur l'état du consensus (et l'état de la connaissance) dans la communauté des experts scientifiques, au moment où sont élaborées les méthodes d'évaluation.

LES ÉTATS DE CONSERVATION FAVORABLES

L'évaluation conduit à porter un jugement sur la valeur affectée à un objet, dans notre cas l'état de conservation d'un habitat. Or, comme nous l'avons vu, cet objet est de nature complexe. L'évaluation doit donc passer par sa simplification qui permet d'améliorer sa compréhension par un grand nombre d'acteurs (Le Moigne, 1999). Dans la démarche d'élaboration d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation, il s'agit d'identifier les processus importants à prendre en compte et de définir des valeurs-seuils ou de « référence » (telles qu'énoncées dans la DHFF), c'est-à-dire les valeurs à partir desquelles on considère que l'on passe d'un état de conservation à un autre. Ces valeurs peuvent correspondre à des seuils écologiques, dans le cas de relations non linéaires montrant des inflexions de l'état en fonction de pressions (Huggett, 2005). Quand de telles relations n'existent pas ou qu'elles n'ont pas été étudiées, elles peuvent prendre la forme de simples repères pour l'évaluation (relation linéaire simple comme par exemple la présence des plantes halophiles pérennes indiquant l'atterrissement des lagunes).

Pour un habitat, l'état de référence peut être défini à partir d'un état « naturel », c'est-à-dire non perturbé par les activités humaines, mais il peut également signifier le meilleur état existant ou atteignable dans un espace donné où l'homme est considéré à part entière dans l'écosystème. En fait il s'agit d'un parti pris qui dépendra aussi de l'habitat et de la région considérée (Stoddard *et al.*, 2006 ; Johnson *et al.*, 2013). Le terme « état de référence » peut donc prêter à confusion. Pour plus de clarté dans l'utilisation du terme et suivant les conseils de Stoddard *et al.* (2006), l'état de référence est appelé « état optimal souhaité » dans les méthodes d'évaluation proposées (Lepareur *et al.*, 2013 ; Viry, 2013 ; Maciejewski *et al.*, 2015 ; Charles *et al.*, 2015) (Fig. 1). Cet état optimal souhaité, vers lequel on souhaite tendre, peut aussi bien se référer à un état naturel, un état peu perturbé ou au meilleur état en équilibre avec les pratiques anthropiques (ce qui sera notamment le cas pour les habitats secondaires tels que les habitats agropastoraux, ou certaines lagunes par

exemple). Cette terminologie, qui concerne l'ensemble des habitats naturels et semi-naturels d'intérêt communautaire, reconnaît et assume le fait que l'objectif de conservation est un choix de société et non une valeur biologique qui s'impose (Blandin, 2011).

Il existe différentes approches pour mettre en place l'état optimal souhaité, et celles-ci peuvent être combinées. Les principales approches envisagées ont été (*e.g.* Andersen *et al.*, 2004 ; Borja *et al.*, 2012 ; Johnson *et al.*, 2013) :

(i) de le *définir à partir des états actuels observés*, l'idée étant de positionner une référence à partir de statistiques descriptives de données existantes, par exemple en créant des quantiles, ou en se positionnant arbitrairement par rapport à la médiane, ou encore par rapport aux meilleurs exemples disponibles. Cette approche nécessite des séries de données comparables ce qui en limite pour l'instant l'usage à une large échelle et pour de nombreux habitats ;

(ii) de *se rapporter à un état historique*, en choisissant arbitrairement par exemple le début de l'Holocène, le milieu du XIX^e siècle, ou encore l'entrée en vigueur d'une réglementation. Cependant, on dispose généralement de très peu de données historiques précises. De plus, le choix d'une référence historique devrait être valable pour l'ensemble des habitats afin d'être cohérent (notamment pour une référence sur les surfaces), ce qui est difficilement réalisable. Par exemple pour les habitats rivulaires, cette référence pourrait être l'état avant les importantes pollutions liées à la révolution industrielle. Or c'est aussi à cette période que le minimum forestier est observé (Cinotti, 1996), ce qui n'est pas l'état à prendre comme référence pour les habitats forestiers ;

(iii) de *simuler un état de référence* via une modélisation mathématique à partir de données existantes. Cependant, on ne dispose pas encore de modélisation assez fiable des habitats et de leur fonctionnement ; de plus la problématique des seuils (nécessaires à l'évaluation) n'est pas abordée sur le peu de modèles disponibles ;

(iv) de prendre en compte *une expertise collective* (naturalistes et gestionnaires, spécialistes des milieux étudiés) et la comparer avec les indicateurs relevés sur des sites d'étude pour aboutir à un consensus sur une ou plusieurs références. Cette dernière approche rejoint une formalisation implicite de la première approche quand les données manquent.

Sans exclure le recours aux autres approches, les méthodes que nous proposons ont donc été construites comme une formalisation de cette expertise collective (iv), permettant de prendre en compte de multiples enjeux, dans l'optique notamment d'une meilleure intégration de la variabilité de l'expression des habitats sur le territoire métropolitain.

Bien que le concept de valeur de référence dans la DHFF (de même que l'état optimal souhaité) renvoie à une intention de conservation, il est à distinguer de l'idée d'objectif opérationnel, correspondant à un but à atteindre dans un laps de temps défini. Il est ainsi concevable qu'un objectif opérationnel soit inférieur à la valeur de référence (Bensettiti *et al.*, 2012). Ainsi après l'établissement de l'état optimal souhaité, une cible opérationnelle peut être établie, c'est selon cette cible que sera évalué l'état de l'habitat. Dans les méthodes d'évaluation que nous avons développées, cette cible opérationnelle prend la forme d'un curseur et est appelée « état favorable choisi » (Fig. 1). Il est caractérisé pour chaque habitat sur l'intégralité du territoire métropolitain et à partir de l'état actuel des connaissances. C'est le seuil au-delà duquel l'habitat est considéré en état de conservation favorable (même si certains indicateurs s'avéreraient défavorables), il est donc la cible minimale à atteindre.

L'état optimal souhaité et l'état favorable choisi ne sont pas absolus mais relèvent d'objectifs éclairés par des éléments scientifiques (Carnino & Touroult, 2010 ; Louette *et al.*, 2015), dans un contexte socio-économique et culturel. Ces objectifs peuvent dépendre des politiques publiques et du contexte dans lequel s'insère le programme.

Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation déjà publiées (dans toutes les différentes interprétations du concept) reposent majoritairement sur la quantification de l'état défavorable. Cette approche est généralement bien étayée scientifiquement, notamment pour le risque de

disparition comme la liste rouge des espèces (Mace *et al.*, 2008) ou le risque d'effondrement d'un écosystème (Nicholson *et al.*, 2009 ; Rodriguez *et al.*, 2011, 2012 ; Keith *et al.*, 2013). Dans ces systèmes, l'état favorable n'est pas défini et correspond implicitement et de façon réductrice à ne pas être en état défavorable (exemple de la catégorie « least concern » - préoccupation mineure en français - des listes rouges). Une particularité de notre cadre méthodologique tient au choix de quantifier à la fois l'état favorable et l'état défavorable, c'est-à-dire de placer des seuils sur les deux extrémités du gradient d'état de conservation, afin de pouvoir mesurer également positivement l'atteinte des objectifs de conservation.

LA DYNAMIQUE DES HABITATS ET LES CONSÉQUENCES SUR L'ÉVALUATION DE L'ÉTAT DE CONSERVATION

LE TYPE DE SUCCESSION DANS LAQUELLE S'INSÈRE L'HABITAT

Il est admis que la quasi-totalité des habitats métropolitains, y compris les forêts, ont été impactés directement ou indirectement par l'homme et ne peuvent être considérés comme primaires (Vallauri *et al.* (coord.), 2005). De plus, il est très délicat de définir une végétation, ou communauté d'espèces, naturelle dans la plupart des écosystèmes (Sprugel, 1991). Deux grandes catégories d'habitats peuvent être distinguées (Frontier *et al.*, 2008) en fonction de leur trajectoire :

(i) les habitats s'inscrivant dans une succession progressive, décrits dans le manuel d'interprétation EUR 28 (European commission, 2013) comme correspondant à une série toute entière, ou pouvant se limiter par exemple à la tête de série ou encore à un stade bloqué de cette série en raison de facteurs édaphiques, climatiques, ou à un stade transitoire en raison de perturbations naturelles (exemple des crues). Ils traduiraient dans le domaine terrestre l'expression dominante de la végétation naturelle et sont appelés « habitats naturels » dans la DHFF (par exemple la majorité des habitats forestiers, les habitats d'eau courante, ou encore les habitats rocheux), ces habitats n'étant pourtant pas exempts d'influence anthropique ;

(ii) les habitats s'inscrivant dans une succession régressive, décrits dans le manuel d'interprétation EUR 28 (European commission, 2013) comme correspondant à des stades théoriquement transitoires, mais pouvant être maintenus par des actions humaines, par exemple par l'exportation régulière de biomasse (fauche, pâturage dans les habitats agropastoraux). Ce sont des habitats dont la répartition et la composition actuelles sont indissociables d'une activité humaine en Europe de l'ouest. Ils sont appelés « habitats semi-naturels » dans la DHFF (par exemple la majorité des habitats agropastoraux, certaines lagunes, ou encore quelques cas particuliers en forêt, notamment les châtaigneraies, etc.).

Il est intéressant de noter que dans certains cas peu nombreux, pour un même habitat défini par une communauté végétale, certains polygones peuvent appartenir à une succession progressive ou à une succession régressive (c'est par exemple le cas de certaines pelouses calcicoles qui en conditions limitantes peuvent être maintenues naturellement, et dans d'autres cas sont d'origine anthropique).

Pour les habitats « naturels », sans leur accorder un caractère primaire (Vallauri *et al.* (coord.), 2005), l'objectif à long terme (l'état optimal souhaité) correspond implicitement à un degré élevé sur un gradient de naturalité, ce concept de naturalité impliquant pour un écosystème que tous ses éléments structuraux et ses processus soient naturels (d'origine et intacts) (Machado, 2004). Néanmoins, le seuil d'état favorable ne correspond pas forcément au degré maximal de naturalité. Cela est particulièrement vrai en Europe de l'Ouest où l'influence des activités humaines est importante et omniprésente depuis des siècles, mais également rémanente puisque l'occupation du sol à l'époque gallo-romaine a encore un impact fort sur la biodiversité et la fertilité forestières actuelles (Dupouey *et al.*, 2002 ; 2007 ; Cateau *et al.*, 2015). Dans ce cas, l'état favorable pour les habitats forestiers n'implique pas forcément un arrêt de la gestion sylvicole.

Pour les habitats « semi-naturels », la naturalité ne peut évidemment pas constituer la référence favorable de l'état de conservation. L'état favorable choisi résulte d'un équilibre entre processus naturels et intervention anthropique propre à maintenir l'habitat dans les limites du type défini dans la typologie de référence. Dans ce cadre, les stades de transition vers un autre habitat, qu'ils soient liés par exemple à de nouvelles pratiques intensifiées ou une dynamique naturelle suite à l'abandon des pratiques, sont considérés comme des états de conservation défavorables pour l'habitat considéré. Ce constat est une conséquence inhérente à l'utilisation d'une typologie (cf. plus haut.), néanmoins la perspective des changements d'échelle en vue d'une évaluation écosystémique pourra permettre de corriger en partie ce constat (cf. plus bas).

LA PLACE DE L'HABITAT À ÉVALUER DANS LE PROCESSUS DE LA SUCCESSION

La dynamique d'une succession écologique résulte de facteurs ou de perturbations de type, d'ampleur et de fréquence variables (Chapin *et al.*, 2002). Les échelles de temps sont également variables selon les processus à l'œuvre au sein de l'habitat (Carpenter & Turner, 2001). Ainsi, l'existence d'habitats pionniers est indissociable des perturbations fréquentes (successions cycliques) qui exportent la matière issue de la production primaire (Frontier *et al.*, 2008). Il s'agit par exemple des habitats de rivières alpines inscrits dans la DHFF [« Rivières alpines avec végétation ripicole herbacée » (UE 3220)]. En l'absence de crues, les communautés végétales évoluent rapidement et peuvent conduire à un autre type d'habitat [par exemple l'habitat de « Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à *Myricaria germanica* » (UE 3230)] (Viry, 2013). Cette succession, et la rapidité avec laquelle elle peut avoir lieu, doivent être prises en compte dans l'évaluation. Pour ces habitats très dynamiques, cycliques, il apparaît pertinent de prendre en compte l'ensemble des stades de la succession et de disposer d'indicateurs portant sur le mécanisme moteur de la dynamique, par exemple la fréquence des crues. L'état optimal souhaité vise alors à l'expression complète de la succession, l'ensemble devant être considéré à une échelle temporelle et spatiale suffisamment large pour intégrer l'ensemble des processus.

L'expression et la dynamique des habitats sont déterminées à la fois par la nature et l'intensité des perturbations et des pressions, et par la capacité de résilience de l'habitat (Frontier *et al.*, 2008). Les milieux agropastoraux peuvent par exemple être soumis à de fortes pressions à de conséquences quasi-immédiates comme la modification directe du niveau trophique par fertilisation. En revanche, la restauration des récifs de coraux profonds (UE 1170) prendra plusieurs centaines ou milliers d'années, en admettant qu'elle soit possible (Roberts *et al.*, 2006). De façon pratique, il convient donc d'adapter la fréquence d'évaluation à l'habitat, selon sa nature et sa dynamique mais aussi selon les perturbations et pressions qu'il est susceptible de subir.

QUELQUES CHOIX MÉTHODOLOGIQUES CLÉS

PLACE DES ESPÈCES DANS L'ÉVALUATION

L'identification d'un habitat sur le terrain, notamment grâce à un cortège d'espèces (Chytrý *et al.*, 2002a), est un préalable indispensable à son évaluation, notamment afin d'assurer la cohérence entre l'objet et l'outil. Il existe différentes définitions et méthodes pour mettre en évidence ces espèces : on peut citer les espèces diagnostiques de Chytrý *et al.* (2002b), les espèces fidèles de Bruelheide (2000), les espèces indicatrices (Dufrene & Legendre, 1997 ; Bensettiti (coord.), 2001-2005) ou encore les espèces caractéristiques telles que définies en phytosociologie (Royer, 2009). Toutes ces méthodes ont en commun de mettre en évidence des espèces qui sont statistiquement plus fréquentes (et/ou plus abondantes) dans une communauté que dans les autres, et ainsi faciliter la caractérisation de l'habitat pour en faciliter la détermination. Appliquées dans ce but, ces méthodes ne fournissent pas d'éléments précis sur le rôle de chaque espèce dans le fonctionnement de l'habitat. C'est pourquoi nous n'utilisons pas ces méthodes pour identifier les espèces

participant à l'évaluation, même si nous utilisons régulièrement ces espèces mais pour leur trait fonctionnel, et non pour leur fidélité. De même, la DHFF préconise d'utiliser les espèces « typiques » pour évaluer l'état de conservation de l'habitat. Néanmoins, aucune définition satisfaisante de ces espèces typiques n'est proposée. Après plusieurs essais peu concluants de définition et de mise en place de listes d'espèces typiques (Maciejewski, 2010), le principal frein à l'utilisation de ces listes se révèle être la confusion avec les espèces permettant de déterminer l'habitat, et les difficultés rencontrées à interpréter la présence ou l'absence de ces espèces en matière de fonctionnement. Nous avons donc décidé de privilégier des listes d'espèces « indicatrices de », au sens d'indicatrices d'un aspect précis du fonctionnement (par exemple le cycle de la matière), afin de lever l'ambiguïté sur leur utilisation et d'améliorer la compréhension des indicateurs, pour notamment favoriser leur mise en place au niveau local. Les traits fonctionnels des espèces sont étudiés afin de mettre en place des listes et créer des groupes fonctionnels, c'est-à-dire des ensembles d'espèces qui ont des rapports similaires avec un processus spécifique de l'écosystème ou des réponses similaires à des conditions environnementales (Hooper *et al.*, 2005). Par exemple, en milieu marin des espèces benthiques (ou familles) ont été identifiées en fonction de leur sensibilité ou de leur tolérance à l'enrichissement en matière organique (Hily, 1984). Ces groupes fonctionnels ont été largement utilisés dans l'évaluation de la qualité des eaux littorales et constituent la base de plusieurs indices utilisés en milieu marin.

Nous ne prenons pas spécifiquement en compte les espèces patrimoniales dans l'évaluation. Cette catégorie d'espèces n'a d'ailleurs pas de définition partagée (Delavigne, 2001). Les concepts véhiculés en général par cette notion de patrimonialité relèvent de l'ordre de la rareté ou de la menace, de l'attachement culturel, ou encore d'une protection réglementaire. La patrimonialité d'une espèce n'apporte pas d'informations sur son rôle dans le fonctionnement de l'habitat. Par contre ces espèces peuvent permettre d'identifier des enjeux particuliers de conservation.

Enfin, quand cela n'est pas justifié nous avons également écarté de prime abord la simple mesure de richesse spécifique et les différents indices associés (Shannon, Simpson, etc.) comme indicateur d'état de conservation. En effet, cette mesure synthétique ne prend pas en compte l'identité des espèces, notamment le rôle fonctionnel qu'elles assurent (Grall & Coic, 2005). Tilman *et al.* (1997, 2014) mettent en évidence un effet de la composition sur les processus de l'écosystème et montrent également que la perte de diversité est un important facteur dans le changement du fonctionnement d'un écosystème. Cependant, la relation précise, à l'échelle qui nous intéresse, entre la diversité spécifique et les processus clés d'un habitat n'est pour l'instant pas établie pour une majorité d'écosystèmes naturels (Naeem, 2002). De plus, un habitat oligotrophe qui s'eutrophise pourra voir sa composition modifiée avec une augmentation de la richesse spécifique, mais son état de conservation se sera dégradé, on voit donc ici les limites d'un indicateur basé uniquement sur la richesse spécifique. Si on pousse le raisonnement à l'extrême, il a également été prouvé que dans certains écosystèmes la perte de la richesse spécifique pouvait atteindre 75 % sans pour autant que la diversité des groupes fonctionnels soit amoindrie dans l'écosystème, grâce à la redondance fonctionnelle des espèces (Fonseca & Ganade, 2001 ; Cadotte *et al.*, 2011). Par contre, des mesures de diversité dans certains compartiments précis restent des approches envisageables pour l'évaluation (Helm *et al.*, 2015).

DE LA CONNAISSANCE À L'ÉVALUATION ET À LA GESTION

Notre réflexion méthodologique se situe dans une démarche pragmatique se voulant transparente. Elle est présentée en détail dans les guides méthodologiques proposés par le MNHN (cités plus haut). Dans la démarche, chaque étape de la connaissance à l'action de gestion, est séparée afin d'identifier les objectifs de chacune et les contraintes méthodologiques qui lui sont propres, et pour éviter les interférences et les confusions.

L'utilisation de typologies des habitats dans les programmes de conservation de la nature est essentielle (cf. plus haut). Cela permet d'inventorier et cartographier ce qui est présent dans un périmètre de gestion. Après l'identification, il est nécessaire de collecter les informations relatives à ces habitats qui fourniront les premiers éléments permettant d'orienter les mesures à prendre pour atteindre les objectifs fixés. Il s'agit de l'étape de diagnostic. Les informations recueillies peuvent être de tout ordre : écologique, économique, social, ou encore culturel. Il est également possible de les distinguer selon qu'elles portent un regard sur le passé (historique de gestion, photographies aériennes anciennes, occupation passée du sol), un constat sur le présent (état de conservation de l'habitat, inventaire des populations, utilisation présente de l'espace par les différents acteurs), ou des projections sur l'avenir (hiérarchisation des enjeux, projet d'aménagement).

Dans le diagnostic, on distingue l'état de conservation du concept de santé des écosystèmes, qui est plus centré autour des services écosystémiques (Costanza *et al.*, 1992 ; Knight, 1996 ; Callicott *et al.*, 1999). En effet, les fonctions écologiques sont les processus biologiques qui ont lieu dans l'écosystème et qui résultent des interactions entre tous ses compartiments, alors que les services écosystémiques correspondent aux bénéfices retirés par l'homme de ces processus. Ainsi, les fonctions écologiques répondent à une vision plutôt éco-centrée, alors que les services écosystémiques renvoient à une vision plus anthropo-centrée (directe ou indirecte) des écosystèmes et de leur fonctionnement (Costanza *et al.*, 1997). Les méthodes proposées évaluent les fonctions indépendamment des bénéfices ou dommages qu'ils procurent à la société.

Afin d'améliorer la faisabilité et la lisibilité des évaluations, les méthodes proposent de réaliser un constat au temps présent. Le regard sur le passé, comme par exemple l'établissement d'un historique de gestion, est important car il permet de comprendre et d'expliquer le constat présent, et de mieux se projeter dans le futur. Mais l'archivage et l'accès aux informations ne sont pas les mêmes partout. Dutoit (1996) a mis en évidence que l'impact des différents régimes de gestion ne peut être généralisé d'un site à l'autre. C'est pourquoi nous concevons l'évaluation de l'état de conservation comme un diagnostic sans juger le passé, et sans présager du futur. Il est ainsi beaucoup plus aisé de comparer les évaluations entre elles afin d'améliorer le partage des expériences. Enfin, cette évaluation, analysée et commentée, notamment grâce à l'historique de gestion, et associée à tous les autres éléments de diagnostic, permettra la mise en place des objectifs de gestion au sein d'un site.

L'état de conservation d'un habitat n'est pas uniquement la résultante des pratiques de gestion ; c'est pourquoi l'évaluation de l'état de conservation ne permet pas d'évaluer directement l'efficacité de la gestion, même si l'état de conservation favorable d'un habitat peut en être l'objectif. À ce titre, il faudrait promouvoir des approches de suivis expérimentaux incluant la mise en place de secteurs témoins permettant de comparer avec des zones à gestion conservatoire. Évaluer l'efficacité de la gestion est donc un exercice différent et complémentaire de celui d'évaluer l'état de conservation. Il concerne un autre volet scientifique d'appui à la mise en place de la DHFF (Louette *et al.*, 2015).

CONCLUSION

L'évaluation de l'état de conservation des habitats s'avère un élément clé du diagnostic écologique des documents de gestion. Les habitats sont des objets spatiaux intégrateurs des conditions écologiques, couvrant de nombreuses espèces et permettant de mettre en évidence les aspects fonctionnels d'un écosystème. L'appropriation et l'étude des habitats constituent une avancée vers une meilleure prise en compte de la fonctionnalité des milieux par les gestionnaires.

La conservation et la gestion de ces objets complexes nécessitent la mise en place de typologies d'habitat. Celles-ci permettent de partager un langage commun, gage de réussite dans la

recherche de consensus entre les différents acteurs des sciences de la conservation. Cependant, même si créer des types, et donc borner la définition de chaque habitat, permet d'asseoir leur existence, cela peut aussi contribuer à figer notre vision des milieux naturels qui sont dynamiques et en constante évolution. L'évaluation à l'échelle d'un écosystème permettrait de corriger en partie cet aspect fixiste en intégrant directement la dynamique comme propriété intrinsèque de l'écosystème. L'évaluation des habitats serait alors envisagée comme une des briques élémentaires du diagnostic à l'échelle d'un plus grand écosystème. L'évaluation de l'état de conservation serait donc un phénomène à géométrie fractale, le processus pouvant se dérouler à plusieurs échelles emboîtées, au niveau de la parcelle ou station, puis au niveau d'un habitat à l'échelle d'un site, puis à l'échelle de l'écosystème. L'approche méthodologique proposée étant commune à tous les habitats, cela représente un avantage fort dans l'objectif d'évaluer ensemble de manière globale et synthétique tous les habitats d'un écosystème à une échelle donnée. Plus largement, cette approche commune permet d'apporter des éléments dans la construction des projets et la mise en relation des programmes de surveillance et d'évaluation à plus large échelle, dans l'objectif d'améliorer la cohérence entre les politiques publiques de conservation de la nature.

Les politiques publiques se sont consolidées, complétant la protection des espèces par la conservation des habitats. Cependant les dispositions restent toujours plus ou moins calquées sur les dispositions prises pour les espèces. Les évolutions en cours et attendues seraient une meilleure intégration des aspects dynamiques et fonctionnels des écosystèmes. Depuis 2008, un premier pas dans ce sens a été franchi pour le milieu marin, avec la mise en œuvre de la Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008) qui intègre pleinement l'approche écosystémique et la cohérence avec les politiques publiques existantes. Ce qui paraît actuellement évident pour le milieu marin, milieu vaste avec peu de frontières naturelles et des forçages à une échelle mondiale, devrait trouver un écho dans les politiques publiques pour les milieux terrestres. Sans remettre en cause les avancées apportées depuis vingt ans par la mise en œuvre de la DHFF, qui a permis la prise en compte des habitats naturels et des habitats d'espèces, il est aujourd'hui primordial de poursuivre la recherche et d'envisager une évolution des politiques publiques. Les changements globaux et l'enjeu de préservation de la capacité des milieux à s'adapter devraient conduire à élargir les objectifs de conservation et le cadre évaluatif associé.

REMERCIEMENTS

À Pascal Dupont, Pierre-Alexis Rault, Pétronille Delorme, Noémie Michez, Olivier Delzons et Paul Rouveyrol ainsi qu'aux cinq évaluateurs anonymes pour leurs relectures et leurs remarques pertinentes sur cet article. À tous les membres des différents comités de pilotage et aux étudiants qui ont activement participé à ces études, les questionnaires et utilisateurs des méthodes, et tous les partenaires qui ont largement contribué à l'avancée de ce projet.

RÉFÉRENCES

- AMNH (1998).— National survey reveals biodiversity crisis—scientific experts believe we are in midst of fastest mass extinction in Earth's history. Public Unaware of Danger, New York: *American Museum of Natural History Press Release*. Retrieved January 25, 2015 from <http://www.well.com/~davidu/amnh.html>
- ANDERSEN, J.H., CONLEY, D.J. & HEDAL, S. (2004).— Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. *Mar. Pollut. Bull.*, 49: 283-290.
- ANONYME (2008).— *Article R414-11 du Code de l'environnement, modifié par le décret n°2008-457 du 15 mai 2008*, art. 18, [en ligne]. <http://www.legifrance.gouv.fr>
- BARBAULT, R. (2008).— *Écologie générale - Structure et fonctionnement de la biosphère*. Collection: Sciences Sup, Dunod, 6ème édition, Paris.
- BARNOSKY, A.D., MATZKE, N., TOMIYA, S., WOGAN, G.O.U., SWARTZ, B., QUENTAL, T.B., MARSHALL, C., MCGUIRE, J.L., LINDSEY, E.L., MAGUIRE, K.C., MERSEY, B. & FERRER, E.A. (2011).— Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471: 51-57.

- BENITO ALONSO, J. L. & SANZ TRULLÉN, V. M. (2007).— *El mapa de hábitats CORINE en la red Natura 2000 de Aragón*. Zaragoza.
- BENSETTITI F. (coord.) (2001-2005).— *Cahiers d'habitats Natura 2000, connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*. 7 tomes. La Documentation française, Paris.
- BENSETTITI, F., PUISSAUVE, R., LEPAREUR, F., TOUROULT, J. & MACIEJEWSKI, L. (2012).— *Evaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire (DHFF article 17), Guide méthodologique, Version 1*. Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- BIORET, F., ESTEVE, R. & STURBOIS, A. (2009).— *Dictionnaire de la protection de la nature*. Presses universitaires de Rennes, Rennes.
- BLANDIN, P. & BELLAN, G. (1994).— Les systèmes écologiques littoraux et marins : fondements conceptuels pour une gestion intégrée. Pp 10-19 in: D. Bellan-Santini, J.-C. Lacaze & C. Poizat (eds). *Les Biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*. Patrimoines Naturels 19, Secrétariat de la Faune et de la Flore, MNHN, Paris.
- BLANDIN, P. (2011).— Finie l'idéologie de l'équilibre naturel. *Espaces naturels*, 33: 36-37.
- BOITANI, L., MACE, G.M. & RONDININI, C. (2014).— Challenging the scientific foundations for an IUCN red list of ecosystems. *Conserv. Letters*, 8: 125-131.
- BORJA, A., DAUER, D.M. & GREMARE, A. (2012).— The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecol. Indicators*, 12: 1-7.
- BOULLET, V. (2003).— *Réflexions sur la notion d'habitat d'espèce végétale*. Fédération des conservatoires botaniques nationaux. Ministère de l'écologie et du développement durable, Paris.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928).— *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Biol. Studienbücher, 7. Springer-Verlag Berlin, Berlin.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1932).— *Plant sociology* (translation by H.S. Conard, G.D. Fuller). Mac Graw-Hill Book Co. Inc. New York.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964).— *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*, 3rd edition. Springer Verlag Berlin, Berlin Wien, New-York.
- BRUELHEIDE, H. (2000).— A new measure of fidelity and its application to defining species groups. *J. Veget. Sci.*, 167-178.
- BUTCHART, S.H.M., WALPOLE, M., COLLEN, B., VAN STRIEN, A., SCHARLEMANN, J.P.W., ALMOND, R.E.A., BAILLIE, J.E.M., BOMHARD, B., BROWN, C., BRUNO, J., CARPENTER, K.E., CARR, G.M., CHANSON, J., CHENERY, A.M., CSIRKE, J., DAVIDSON, N.C., DENTENER, F., FOSTER, M., GALLI, A., GALLOWAY, J.N., GENOVESI, P., GREGORY, R.D., HOCKINGS, M., KAPOV, V., LAMARQUE, J.F., LEVERINGTON, F., LOH, J., MCGEOCH, M.A., MCRAE, L., MINASYAN, A., MORCILLO, M.H., OLDFIELD, T.E.E., PAULY, D., QUADER, S., REVENGA, C., SAUER, J.R., SKOLNIK, B., SPEAR, D., STANWELL-SMITH, D., STUART, S.N., SYMES, A., TIERNEY, M., TYRRELL, T.D., VIÉ, J.C. & WATSON, R. (2010).— Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328: 1164-1168.
- CADOTTE, M.W., CARSCADDEN, K. & MIROTCHEV, N. (2011).— Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J. Appl. Ecol.*, 48: 1079-1087.
- CALLICOTT, J., CROWDER, L. & MUMFORD K. (1999).— Current normative concepts in conservation. *Conserv. Biol.*, 13: 22-35.
- CANTARELLO, E. & NEWTON, A.C. (2008).— Identifying cost-effective indicators to assess the conservation status of forested habitats in Natura 2000 sites. *For. Ecol. & Manage.*, 256: 815-826.
- CARNINO, N. (2009).— *État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site - Guide d'application de la méthode d'évaluation des habitats forestiers*. Muséum national d'histoire naturelle / Office national des forêts, Paris.
- CARNINO, N. & TOUROULT, J. (2010).— Évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site Natura 2000 du concept vers un outil pour le gestionnaire. *Rev. For. Fr.*, 62: 127-140.
- CARPENTER, S.R. & TURNER, M.G. (2001).— Hares and tortoises: interactions of fast and slow variables in ecosystems. *Ecosystems*, 3: 495-497.
- CATEAU, E., LARRIEU, L., VALLAURI, D., SAVOIE, J.-M., TOUROULT, J. & BRUSTEL, H. (2015).— Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier. *CR Biol.*, 338: 58-73.
- CHAPIN, S.F. III, MATSON, P.A., MOONEY, H.A. & CHAPIN, M.C. (2002).— *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer-Verlag, New York.
- CHARLES, M., VIRY, D., GIVORD, J. & ARGAGNON, O. (2015).— *État de conservation des mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*), habitat d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Rapport d'étude*. Version 1. Rapport SPN 2015-56, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle / Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, Paris.
- CHYTRÝ, M., EXNER, A., HRIVNAK, R., UJHAZY, K., VALACHOVIC, M. & WILLNER, W. (2002a).— Context-dependence of diagnostic species: A case study of the Central European spruce forests. *Fol. Geobot.*, 37: 403-417.

- CHYTRÝ, M., TICHÝ, L., HOLT, J. & BOTTA-DUKÁT, Z. (2002b).— Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *J. Veget. Sci.*, 13: 79-90.
- CINOTTI, B. (1996).— Évolution des surfaces boisées en France : proposition de reconstitution depuis le début du XIXe siècle. *Rev. For. Fr.*, 48: 547-562.
- CONSEIL DE L'EUROPE (1979).— *Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe*. Série des traités européens - n° 104. Berne, 19/09/1979.
- CONSEIL DE LA CEE (1992).— *Directive 92/43/CEE du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages*. Dernière modification : directive 2006/105/CE du Conseil du 20 novembre 2006 publié au JO UE du 20.12.2006.
- COSTANZA, R., DARGE, R., DEGROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., ONEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. & VANDENBELT, M. (1997).— The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- COSTANZA, R., NORTON, B. & HASKELL, B. (1992).— *Ecosystem health: New goals for environmental management*. Island Press.
- DARTAILH, N. (1997).— *Contribution à la conception d'une méthode d'évaluation, représentativité patrimoniale du réseau d'espaces protégés français*. Rapport de stage. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- DELAUVIGNE, A.-E. (2001).— *Les espèces d'intérêt patrimonial et la « patrimonialisation » des espèces*. Étude bibliographique, MNHN-SPN, MATE, Paris.
- DIRZO, R. & RAVEN, P.H. (2003).— Global state of biodiversity and loss. *Ann. Rev. Envir. Resour.*, 28: 137-167.
- DIRZO, R., YOUNG, H.S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., ISAAC, N.J.B. & COLLEN, B. (2014).— Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345 (6195): 401-406.
- DUFRÈNE, M. & LEGENDRE, P. (1997).— Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.*, 67: 345-366.
- DUPOUEY, J.-L., DAMBRINE, E., LAFFITE, J.-D. & MOARES, C. (2002).— Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology*, 83: 2978-2984.
- DUPOUEY, J.-L., SCIAMA, D., LAFFITE, J.-D., GEORGES-LEROY, M. & DAMBRINE, E. (2007).— Impact des usages agricoles antiques sur la végétation en forêt de Saint-Amond : interaction avec le traitement sylvicole actuel. Pp 181-189 In: J.-L. Dupouey, E. Dambrine, C. Dardignac & M. Georges-Leroy (eds). *La mémoire des forêts*. Actes du colloque « Forêt, Archéologie et Environnement » 14-16 décembre 2004, ONF – INRA – DRAC Lorraine.
- DUTOIT, T. (1996).— *Dynamique et gestion des pelouses calcaires de Haute-Normandie*. Ph.D thesis, Seine-Maritime. Presse Universitaire de Rouen, Mont Saint Aignan, France.
- EUROPEAN COMMISSION (2013).— *Interpretation manual of European Union habitats*. EUR 28. European Commission, DG Environment.
- FIERS, V. (ET COLL.) (2003).— *Études scientifiques en espaces naturels. Cadre méthodologique pour le recueil et le traitement de données naturalistes*. Cahier technique de l'ATEN (72). Réserves Naturelles de France, Montpellier.
- FONSECA, C.R. & GANADE, G. (2001).— Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *J. Ecol.*, 89: 118-125.
- FRONTIER, S., PICHOD-VIALE, D., LEPRÉTRE, A., DAVOULT, D. & LUCZAK, C. (2008).— *Ecosystèmes : Structure, fonctionnement, évolution*. Sciences Sup, Dunod, Paris.
- GÉHU, J.-M. (1993).— Schéma synsystématique et typologique des milieux littoraux français atlantiques et méditerranéens. *Colloques Phytosociologiques, XXII*, Bailleul: 183-212.
- GÉHU, J.M. & RIVAS-MARTINEZ, S. (1981).— Notions fondamentales de Phytosociologie. Pp 5-33 In: H. Dierschke (ed.), *Ber. der Intern. Symp. der Intern. Verein. für Vegetationsk., Syntaxonomie, Rinteln 1980*.
- GOFFÉ, L. (2011).— *État de conservation des habitats d'intérêt communautaire des dunes non boisées du littoral atlantique - Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 – Version 1*. Rapport SPN 2011-18. Muséum National d'Histoire Naturelle /Office National des Forêts /Conservatoire Botanique National de Brest.
- GRALL, J. & COIC, N. (2005).— *Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier*. Rapport Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT.
- GRELLIER, M., NICET, J. B. & RINGELSTEIN, J. (2012).— *Étude d'identification des zones de conservation prioritaires dans le cadre de la mise en place d'une Réserve Naturelle Nationale dans les îles Éparses : cas de l'île Europa*. Mémoire de fin d'étude. ENGEES MNHN. Pareto écoconsult, Terres Australes et Antarctiques Françaises.
- HOLLING, C.S. (1973).— Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 4: 1-23.
- HOOPER, D.U., CHAPIN III, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J.H., LODGE, D.M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETÄLÄ, H., SYMSTAD, A.J., VANDERMEER, J. & WARDLE, D.A. (2005).— Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.*, 75: 3-35.

- HELM, A., ZOBEL, M., MOLES, A.T., SZAVA-KOVATS, R. & PÄRTEL, M. (2015).— Characteristic and derived diversity: implementing the species pool concept to quantify conservation condition of habitats. *Diversity Distrib.*, 21: 711-721.
- HILY, C. (1984).— *Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest*. Thèse de Doctorat d'État, Université de Bretagne Occidentale (UBO), Brest.
- HUGGETT, A.J. (2005).— The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. *Biol. Conserv.*, 124: 301-310.
- JOHNSON, R.K., LINDEGARTH, M. & CARSTENSEN, J. (2013).— *Establishing reference conditions and setting class boundaries*. Deliverable 2.1-1, WATERS Report no. 2013:2. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- KAREIVA, P. & MARVIER, M. (2012).— What is conservation science? *BioScience*, 62: 962-969.
- KEITH, D.A., RODRIGUEZ, J.P., RODRIGUEZ-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., COMIN, 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. & ZAMBRANO-MARTINEZ, S. (2013).— Scientific foundations for an IUCN red list of ecosystems. *PLoS ONE*, 8(5): 1-25.
- KISS, A. (2005).— Du régional à l'universel: la généralisation des préoccupations environnementales. *Revue Internationale et stratégique*, n°60.
- KNIGHT, R.L. (1996).— Aldo Leopold, the land ethic, and ecosystem management. *J. Wildl. Manage.*, 60: 471-474.
- LEGAY, J.-M. (2004).— L'interdisciplinarité vue et pratiquée par les chercheurs en sciences de la vie. La table ronde des journées NSS 2002. *Nature Sciences Sociétés*, 12: 63-74.
- LE MOIGNE, J.-L. (1977).— *La théorie du système général, théorie de la modélisation*. PUF, Paris.
- LE MOIGNE, J.-L. (1999).— *La modélisation des systèmes complexes*. Dunod, Paris.
- LEAKEY, R.E. & LEWIN, R. (1996).— *The sixth extinction. Biodiversity and its survival*. Weidenfeld and Nicolson, London.
- LEPAREUR, F., BERTRAND, S., PAPUGA, G. & RICHEUX, M. (2013).— *État de conservation de l'habitat 1150 « Lagunes côtières » : Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 - Guide d'application Version 1*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- LESLIE, M., MEFFE, G.K., HARDESTY, J.L. & ADAMS, D.L. (1996).— *Conserving biodiversity on military lands: A handbook for natural resource managers*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- LOUETTE, G., ADRIAENS, D., PAELINCKX, D. & HOFFMANN, M. (2015).— Implementing the habitats directive: How science can support decision making. *J. Nature Conserv.*, 23: 27-34.
- MACE, G., MASUNDIRE, H. & BAILLIE, J. (COORD.) (2005).— Biodiversity. Pp. 77-122 In: R. Hassan, R. Scholes & N. Ash (eds). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the condition and trends working group*. Island Press, Washington D.C.
- MACE, G.M., COLLAR, N.J., GASTON, K.J., HILTON-TAYLOR, C., AKÇAKAYA, H.R., LEADER-WILLIAMS, N., MILNER-GULLAND, E.J. & STUART, S.N. (2008).— Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conserv. Biol.*, 22: 1424-1442.
- MACHADO, A. (2004).— An index of naturalness. *J. Nature Conserv. (Jena)*, 12: 95-110.
- MACIEJEWSKI, L. (2010).— *Méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques » pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire en vue de l'évaluation de leur état de conservation*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- MACIEJEWSKI, L., SEYTRE, L., VAN ES, J. & DUPONT, P. (2015).— *État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application*. Version 3. Avril 2015. Rapport SPN 2015 - 43, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- MALTBY, E., HOGAN, D. & MCINNES, R. (1996).— *Functional analysis of European wetland ecosystems: Improving the science base for the development of procedures of functional analysis. The function of river marginal wetland ecosystems. Phase 1 (FAEWE)*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- MASCIA, M.B., BROSIUS, J.P., DOBSON, T.A., FORBES, B.C., HOROWITZ, L., MCKEAN, M.A. & TURNER, N.J. (2003).— Conservation and the social sciences. *Conserv. Biol.*, 17: 649-650.
- NAEEM, S. (2002).— Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*, 83: 1537-1552.
- NICHOLSON, E., KEITH, D.A. & WILCOVE D.S. (2009).— Assessing the threat status of ecological communities. *Conserv. Biol.*, 23: 259-274.
- NIMMO, C. (ET COLL.) (2014).— *Petit Larousse illustré 2015*. Larousse, Paris.
- NOSS, R.F. (1990).— Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conserv. Biol.*, 4: 355-364.
- NOSS, R.F. & COOPERRIDER, A.Y. (1994).— *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island Press.
- ONU (ORGANISATION DES NATIONS UNIES) (1992).— *Convention sur la diversité biologique*. Traduction française. <http://www.cbd.int/convention/text/> (téléchargé le 18/09/2014).

- PARLEMENT EUROPÉEN & CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE (2008).— *Directive 2008/56/ce du parlement européen et du conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin»)* [en ligne]. Journal Officiel de l'Union Européenne. Récupéré de : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX32008L0056&rid=1> (consulté le 29.05.2015).
- PARLEMENT EUROPÉEN & CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE (2009).— *Directive 2009/147/CE du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages*. Publié au JO UE du 26.01.2010.
- PÉRÈS, J.M. & PICARD, J. (1964).— Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station marine d'Endoume*, 31 (47): 1-137.
- RAMEAU, J.-C., GAUBERVILLE, C. & DRAPIER, N. (2000).— *Gestion forestière et diversité biologique. Identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire*. France - Domaine atlantique - ENGREF, ONF, IDF.
- RÉGNIER, C. (2011).— *La mesure de la crise de la biodiversité : Quelles connaissances scientifiques fondent la notion de « sixième extinction » ?* Thèse de doctorat, USM 603/UMR 7138 " Systématique, Adaptation, Évolution", Département Systématique et Évolution, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- ROBERTS, J., WHEELER, A. & FREIWALD, A. (2006).— Reefs of the deep: the biology and geology of cold-water coral ecosystems. *Science*, 312 (5773): 543-547.
- RODRIGUEZ, J.P., RODRIGUEZ-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. & ZAMIN, T. (2011).— Establishing IUCN red list criteria for threatened ecosystems. *Conserv. Biol.*, 25: 21-29.
- RODRIGUEZ, J.P., RODRIGUEZ-CLARK, K.M., KEITH, D.A., BARROW, E.G., COMER, P. & OLIVEIRA-MIRANDA, M.A. (2012).— From Alaska to Patagonia: the IUCN red list of the continental ecosystems of the Americas. *Oryx*, 46: 170-171.
- ROYER, J.-M. (2009).— Petit précis de phytosociologie sigmatiste. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest*, N° spécial 33, Jarnac.
- SOULÉ, M.E. (1985).— What is conservation biology? *BioScience*, 35: 727-734.
- STODDARD, J.L., LARSEN, D.P., HAWKINS, C.P., JOHNSON, R.K. & NORRIS, R.H. (2006).— Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecol. Applic.*, 16: 1267-1276.
- TILMAN, D., ISBELL, F. & COWLES, J.M. (2014).— Biodiversity and ecosystem functioning. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 45: 471-493.
- TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M. & SIEMANN, E. (1997).— The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277: 1300-1302.
- TRESS, G., TRESS, B. & FRY, G. (2004).— Clarifying integrative research concepts in landscape ecology. *Landsc. Ecol.*, 20: 479-493.
- VALLAURI, D., ANDRÉ, J., DODELIN, B., EYNARD-MACHET, R. & RAMBAUD, D. (COORD.) (2005).— *Bois mort et à cavités : une clé pour des forêts vivantes*. Éditions Tec & Doc, Paris.
- VIGO, J., CARRERAS, J. & FERRÉ, A. (2005).— *Manual dels hàbitats de Catalunya*. vol I-VIII. Barcelona: Departament de Medi Ambient i Habitatge. Generalitat de Catalunya.
- VIRY, D. (2013).— *État de conservation des habitats humides et aquatiques d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000*. Rapport d'étude. Version 1. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- VON BERTALANFFY, L. (1993).— *Théorie générale des systèmes*. Dunod, Paris.
- WALKER, B., HOLLING, C. S., CARPENTER S. R. & KINZIG A. (2004).— Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 9 (2): 5.
- WEISBERG, S.B., THOMPSON, B., RANASINGHE, J.A., MONTAGNE, D.E., CADIEN, D.B., DAUER, D.M., DIENER, D., OLIVER, J., REISH, D.J., VELARDE, R.G. & WORD, J.Q. (2008).— The level of agreement among experts applying best professional judgment to assess the condition of benthic infaunal communities. *Ecol. Indic.*, 8: 389-394.
- YAPP, R.H. (1922).— The concept of habitat. *J. Ecology*, 10: 1-17.