



HAL
open science

Du suivi à l'évaluation : à la recherche d'indicateurs opérationnels en écologie de la restauration

Patrick Bazin, Geneviève Barnaud

► **To cite this version:**

Patrick Bazin, Geneviève Barnaud. Du suivi à l'évaluation : à la recherche d'indicateurs opérationnels en écologie de la restauration. Revue d'Écologie (La Terre et La Vie) , 2002, Sup9, pp.201-224. <hal-03529957>

HAL Id: hal-03529957

<https://hal.science/hal-03529957v1>

Submitted on 17 Jan 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

DU SUIVI À L'ÉVALUATION : À LA RECHERCHE D'INDICATEURS OPÉRATIONNELS EN ÉCOLOGIE DE LA RESTAURATION

Patrick BAZIN¹ & Geneviève BARNAUD²

SUMMARY

Restoration — rehabilitation of degraded ecological systems projects respond to varied operational and scientific objectives. They involve scientific, technical and financial investment. It is essential to analyze them in order to assess the conditions that prevail to success or failures in respect to the targeted results. The design phase of the monitoring and evaluation methods is of prior importance for their validation and before promoting them. This step is worth to be taken very early into account while thinking about preliminary studies for the definition of goals. We need to compare the replacement systems with the reference systems in order to know if the objectives were achieved. This will allow readjusting, optimizing and perpetuating the results according to the observed evolution. For that purpose, reliable criteria or indicators (physical, chemical, biological, ecological, sociological, economic) have to be selected.

The review of works dealing with evaluation of wetlands restoration projects shows that monitoring is too often neglected and does not receive enough conceptual, technical and financial support. This makes it impossible to have an effective evaluation of the results. On the other hand, when such monitoring measures were effectively implemented, they demonstrated the uncertainty linked to these operations. They also showed which benefit could be taken from ecosystem variability in order to favour their recovery capacity after a disturbance. Proposed methods for monitoring are numerous, more or less accurate and powerful. Most of them are based on characteristics that do not allow a functional evaluation, and some methods integrate socio-economic criteria.

The analysis of five projects included in the National Research Program "Recreating nature" highlights how operational and scientific objectives can be gathered in three categories: recovery of natural habitats with high biodiversity, restoration of functional systems and development of pragmatic and reproducible techniques. Methods and indicators developed to evaluate the performance of these restoration projects are still very heterogeneous and not always adapted. One of the main lessons drawn from these experiments is that evaluation should be considered as a discipline in itself which progress will fully contribute to progress of restoration ecology. This should help formulating the implemented procedures and the results in a comprehensible form for scientists, administrators, developers and the public.

¹ DDAF Charente-Maritime, Service Economie agricole, 2 avenue de Fédilly, F 17072 La Rochelle cedex. E-mail : patrick.bazin@agriculture.gouv.fr.

² Département Ecologie et gestion de la biodiversité (USM 0304), M.N.H.N., 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire, F 75005 Paris. E-mail : barnaud@mnhn.fr.

RÉSUMÉ

Les démarches de restauration-réhabilitation de systèmes écologiques dégradés se déroulent selon des modalités adaptées à des objectifs opérationnels et scientifiques variés, impliquant un investissement scientifique, technique et financier. Leur analyse est essentielle pour connaître les contextes et les facteurs conduisant au succès ou à l'échec. L'étape de conception des méthodes de suivi et d'évaluation, capitale pour rendre crédible, valider et valoriser les options mises en œuvre, mérite d'être prise en compte très tôt, lors des réflexions préliminaires à la définition des buts. Comparer les systèmes de remplacement aux systèmes de référence pour savoir si les objectifs ont été atteints permet de réajuster, optimiser et pérenniser les résultats. Pour y parvenir, des indicateurs fiables (abiotiques, biotiques, sociologiques, économiques) sont à mettre au point.

L'examen de projets de restauration de zones humides montre que, généralement, les opérations de suivi ne bénéficient pas de moyens conceptuels, techniques et financiers corrects. La mise en œuvre de véritables dispositifs de mesure met en évidence, par contre, le degré d'incertitude lié à ces opérations. Par ailleurs, les méthodes proposées sont en majorité fondées sur des caractéristiques ne permettant pas une évaluation fonctionnelle et socio-économique.

Parmi les travaux réalisés dans le programme « Recréer la Nature », cinq projets ont été examinés. Ils correspondent à la reconquête de milieux naturels à forte biodiversité, à la restauration de systèmes fonctionnels et à la production de techniques reproductibles. Leur analyse a permis de constater que les méthodes de suivi et d'évaluation sont très hétérogènes, pas toujours adaptées, et tiennent rarement compte de la manière dont ces interventions sont perçues par les commanditaires et le public. Considérée comme une discipline à part entière, l'évaluation peut contribuer au progrès de l'écologie de la restauration. Elle devrait également servir à exprimer les procédures et les résultats sous une forme compréhensible par les scientifiques, les gestionnaires, les aménageurs et le public.

INTRODUCTION

Le suivi et l'évaluation ont un rôle essentiel dans une démarche de restauration d'écosystème, car cette dernière nécessite dans bien des cas, pour sa pérennité et sa reproductibilité, un retour d'expérience concluant. Pour tenter de se limiter à ce qui relève strictement du thème en question, nous n'avons pas abordé la question de l'évaluation *ex-ante*, pour nous centrer sur la question de l'évaluation *ex-post*.

Le suivi et l'évaluation sont deux notions qui normalement se complètent : le suivi permet de recueillir des données relatives au déroulement du projet ; l'évaluation doit déboucher sur un jugement de l'efficacité du projet. Autrement dit, le suivi permet d'estimer l'impact de l'action par rapport à l'état initial, tandis que l'évaluation mesure cet impact à l'aune de l'objectif visé. Dans les deux cas, il s'agit de recueillir des données sur l'objet étudié. De ce fait, suivi et évaluation gagnent à être conçus de concert. Néanmoins, la définition d'un résultat attendu autorisant une comparaison avec les résultats constatés est indispensable si on souhaite faire une évaluation au sens plein, cette contrainte n'étant pas nécessaire pour réaliser un suivi.

L'évaluation d'un projet de restauration d'écosystème imposera d'ajouter une, voire plusieurs dimensions à l'analyse par rapport au strict enjeu scientifique. Il faudra compter avec les critères de réussite que l'on se fixe, que l'on soit commanditaire, opérateur ou usager : le dialogue entre ces acteurs devient indispensable (Bazin, 2000 ; Dale & Beyeler, 2001). Les moyens financiers et matériels prendront également leur place dans la définition des suivis envisageables, donc dans la conception du système d'évaluation (Caughlan & Oakley, 2001).

Le suivi est un domaine bien connu et maîtrisé par le scientifique : cela fait partie intégrante de la notion d'expérimentation, qui est au cœur de l'activité de

recherche, entre autres en écologie (Lubchenco & Real, 1991). D'ailleurs, la restauration est perçue comme une opportunité extraordinaire d'expérimenter en vraie grandeur et de traiter de la complexité des systèmes écologiques (Bradshaw, 1987 ; Diamond, 1987 ; Jordan, 1988 ; Jordan & Packard, 1989 ; Barnaud, 1995). Conçu en tant que tel, un suivi scientifique pourra répondre à des objectifs de connaissance qui ne sont pas nécessairement identiques aux objectifs opérationnels de l'action de restauration. Idéalement, il doit permettre, grâce à des indicateurs environnementaux pertinents, de comprendre et d'expliquer les dynamiques et mécanismes mais également d'estimer si le système s'autorégule (pas ou très peu d'entretien nécessaire) et si les buts sont atteints (Zedler & Weller, 1990 ; Henry *et al.*, 2002). La question de l'évaluation est plus périlleuse et donc plus intéressante d'autant que ses résultats orientent les éventuelles mesures de correction à prendre. Elle impose une grande rigueur conceptuelle depuis l'objectif général poursuivi jusqu'à la donnée recueillie.

Dans une première partie, nous avons cadré le sujet en rappelant des notions générales liées à la planification des projets de restauration et montré, au travers de synthèses sur la mise en œuvre de dispositifs de suivi, les difficultés scientifiques et techniques rencontrées. Les exemples portent essentiellement sur un type d'écosystème, les zones humides. Leur destruction massive à l'échelle mondiale a provoqué, en réaction, la constitution d'un groupe d'experts dans le cadre de la « Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau » ou Convention de Ramsar (Streever, 2001). Il a mené des réflexions sur l'état de l'art et les meilleures pratiques en restauration, réhabilitation et création. En outre, des programmes ambitieux de restauration ont été développés dans le prolongement de réglementations nationales (National Research Council, 1992). Ils permettent d'avoir un certain recul, des conférences annuelles sur la restauration et la création de zones humides étant organisées depuis 1974 aux Etats-Unis, et de disposer d'informations publiées dans de nombreuses publications et ouvrages de référence (Erwin, 1996 ; Mitsch & Gosselink, 2000 ; Henry *et al.*, 2002). Par ailleurs, les zones humides sont considérées comme des écosystèmes plus difficiles à réhabiliter que les terrestres en raison de l'importance de la prise en compte de l'hydropériode (Zedler, 2000).

Dans un deuxième temps, à partir d'exemples de travaux réalisés dans le cadre du Programme de recherche « Recréer la Nature », nous traiterons en parallèle les questions de suivi et d'évaluation orientées vers un but unique : disposer des éléments permettant de porter un jugement sur l'action entreprise. Nous verrons à cette occasion que les difficultés de l'exercice d'évaluation, décrites dans la première partie, restent d'actualité, mais que des approches pragmatiques sont néanmoins possibles.

LE SUIVI DE PROJETS DE RESTAURATION : AVANTAGES ET CONTRAINTES

LE SCHÉMA IDÉAL

Par la mise en évidence de l'importance des dynamiques spatio-temporelles, les opérations de restauration, réhabilitation, création d'écosystèmes sont maintenant considérées comme des « procédés » orientés par les connaissances écologi-

ques et la recherche, et non plus seulement comme les moyens de fournir un « produit » : le système restauré (Cooke & Johnson, 2002). Dans ce contexte, les dispositifs permettant d'aboutir à une évaluation du succès d'une opération de restauration devraient être pris en compte dès la conception de tout projet et intégrés aux différentes étapes de son déroulement (Fig. 1). En effet, se fixer des normes de réussite, présence de telle ou telle espèce, retour de tel ou tel processus, permet de préciser sans ambiguïté ses objectifs en termes opérationnels et d'éviter les formulations trop vagues qui rendent toute évaluation des résultats impossible (National Research Council, 1992 ; Kentula, 2000 ; SER, 2002). Pour le groupe d'experts de la Convention de Ramsar travaillant sur la restauration des zones humides (Streever, 2001), si le but général est d'améliorer la qualité des habitats pour la flore et la

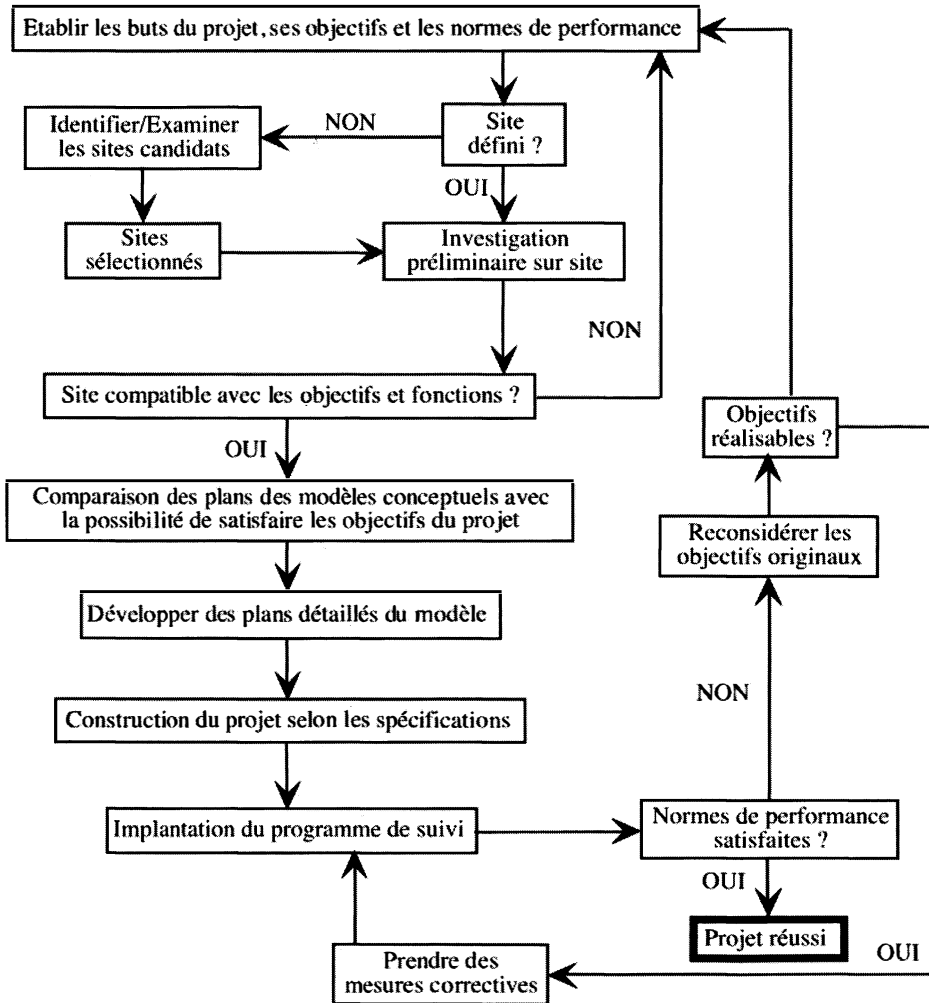


Figure 1. — Lignes directrices pour un plan de restauration de zones humides (d'après Streever, 2001).

faune, il est important de spécifier un objectif, comme « favoriser les oiseaux d'eau ». Dans ce cas, la norme pour évaluer la réussite de l'opération correspondrait, par exemple, à un certain nombre de couples nicheurs d'espèces clés. Il paraît également crucial d'analyser les risques d'incompatibilité entre plusieurs objectifs, dans la mesure où la configuration d'un marais correspondant à l'habitat optimal pour les oiseaux d'eau diffère de celle favorable aux poissons ou mammifères (Błoczynski *et al.*, 2000). En outre, la reconstitution d'un habitat pour telle ou telle espèce constitue un objectif réducteur par rapport à une restauration du fonctionnement global d'un écosystème. Dans ce contexte, l'exemple de l'évolution du raisonnement concernant la restauration du Lac Hornborga (Suède) paraît intéressant. Ses promoteurs sont passés, entre 1965 et 1985, d'un projet visant à reconstituer un « *optimal bird-lake* » à une intervention plus complexe intégrant d'autres fonctions et valeurs du site (Larsson, 1988 ; Hertzman & Larsson, 1991 ; Hertzman & Larsson, 1999).

Après un diagnostic de l'état du site et l'identification des causes de dysfonctionnement, différents plans de restauration peuvent être établis puis comparés en fonction de leur coût et de leur chance d'atteindre l'objectif. Le plan choisi, une fois détaillé, sert de guide aux travaux sur le terrain. Intervient alors la phase de suivi à proprement parler qui, pour être efficace, se révèle souvent complexe et laborieuse. Les écosystèmes étant dynamiques, les méthodes doivent intégrer la mesure de ces changements en permettant de distinguer ce qui provient des manipulations par rapport aux évolutions naturelles ou sous influence de facteurs anthropiques externes au site. Or, comme le note Zedler (2000), de nombreux résultats de restauration de zones humides sont expliqués postérieurement, et notre capacité à prédire la trajectoire empruntée par les sites reste très limitée.

Les experts de la Convention de Ramsar attirent également l'attention sur le fait que différentes méthodes de suivi peuvent produire des résultats divergents. Ils recommandent de s'entourer d'avis de scientifiques pour mener à bien un suivi et une évaluation : sélection d'indicateurs, calendrier de collecte des données, traitement et interprétation des résultats (Streever, 2001). Le choix des paramètres observés, qualitatifs ou quantitatifs, conditionne les possibilités d'analyse des tendances d'évolution. Cette étape nécessite expertise et créativité (Erwin, 1990). La durée moyenne du suivi pour la plupart des projets est de 5 à 10 ans ou moins. Si les normes de réussite sont atteintes, les mesures doivent être poursuivies pendant 10 à 20 ans, avec souvent des adaptations, pour comprendre l'évolution à plus long terme du site (d'Avanzo, 1990). Dans le cas inverse, le projet doit être réexaminé : soit les objectifs étaient irréalistes et sont à revoir, soit ils restent d'actualité et des actions correctrices sont à mettre en œuvre. Ces révisions des objectifs et plans montrent que les opérations de restauration correspondent bien à des expérimentations.

Ce schéma général s'applique à toute opération de restauration. Cependant, dans la réalité, force est de constater que l'évaluation de la conformité des projets est souvent difficile, voire impossible, en raison d'un suivi inapproprié car considéré comme marginal (Kusler & Kentula, 1990 ; National Research Council, 1992 ; Barnaud, 1995 ; Henry & Amoros, 1996). Pourtant, si les acquis en recherche fondamentale contribuent au développement de l'écologie de la restauration, les progrès proviendront surtout d'une analyse approfondie des causes de la réussite ou de l'insuccès des opérations. En effet, le manque de suivi signifie que les enseignements à tirer de ces expérimentations sont ignorés et ceci au détriment des pratiques (Hackney 2000).

LA RESTAURATION D'HABITATS D'ESPÈCES DE GRAND INTÉRÊT

Dans l'Etat de Washington, les actions de restauration de rivières à saumons du Pacifique (*Oncorhynchus* spp.) se sont multipliées après l'inscription de ces Salmonidés, en 1999, sur la liste des espèces en danger. Malgré des enjeux et moyens importants, l'analyse de ces projets montre que le retour d'expérience reste faible (Bash & Ryan, 2002).

Une enquête menée auprès d'une centaine d'intervenants a mis en évidence que seule la moitié d'entre eux a collecté des données de base avant intervention et utilisent des mesures de suivi biologique et physique. Plus surprenant, neuf enquêtés signalent qu'un suivi leur était imposé par l'administration. Les obstacles au suivi et à l'évaluation mentionnés par les intervenants correspondent : au manque de financement (34 %), de temps (14 %), de personnel (13 %) ; et pour les autres, aux lacunes de formation, à l'absence d'intérêt, d'enjeu politique, de support institutionnel, de méthodes appropriées, de volontaires. En conclusion Bash & Ryan (2002) remarquent que les méthodes employées sont peu explicites et que la pertinence des paramètres mesurés reste souvent à démontrer. Sans protocole standard, les comparaisons de résultats sont hasardeuses et les leçons à tirer de ces expériences, très limitées.

LA RESTAURATION RÉGLEMENTÉE DES ZONES HUMIDES

Aux Etats-Unis, les mesures prévues par les permis d'aménagement, au titre de la loi sur l'eau et d'une loi sur le contrôle du drainage, rendent obligatoire la restauration ou création de marais et marécages en compensation. Il s'agit de la politique de « mitigation » ou de minimisation mise en place pour atteindre l'objectif « pas de perte nette de zones humides ». En 1997, il a été décidé que 80 000 ha de milieux humides devaient être ainsi réhabilités ou créés par an sur les dix années à venir (Malakoff, 1998).

Cette réglementation est ambitieuse puisque l'objectif est de restaurer les fonctions remplies par ces milieux alors que l'on est loin de disposer des éléments calibrés reflétant leur réalité, ceci malgré un important effort de recherche au cours des deux dernières décennies. Comme le souligne Hruby (1999), beaucoup de méthodes ont été mises au point pour fournir de l'information sur les rôles des zones humides, mais les modèles et algorithmes utilisés ont été peu discutés. Les méthodes d'évaluation rapide des fonctions ne prennent pas en compte le rang ou la dynamique des processus écologiques se produisant dans ces écosystèmes. Elles correspondent plutôt à un moyen concis d'organiser les connaissances disponibles, souvent subjectives, sur le sujet. Ces limites sont souvent mal comprises à la fois par les gestionnaires et par la communauté scientifique. Notons qu'avec l'essor des opérations comprenant la plantation ou le semis d'espèces végétales, le suivi de la diversité génétique est maintenant recommandé (Wetland Regulatory Assistance Program, 2000).

Dans ce contexte, la demande faite aux spécialistes de l'écologie de la restauration est de prédire les résultats des actions entreprises dans un cadre normatif. Pourtant, selon Zedler (2000), peu de sites ont été évalués au-delà de ce qui est prévu pour satisfaire les conditions d'attribution de permis, c'est-à-dire la présence d'eau à des périodes clés et de certaines communautés végétales ou espèces animales. Après intervention, la durée moyenne du suivi pour la plupart des projets de

mitigation est de quatre ans ou moins (Mitsch & Wilson, 1996) et peu de projets analysent les mécanismes et processus écologiques en cours.

Les résultats de tels suivis paraissent rarement dans la littérature scientifique. Sur 26 articles analysés par Zedler & Callaway (2000) concernant une vingtaine de marais côtiers, la plupart de faible superficie et récemment restaurés, la majorité des évaluations se réfère à des études à court terme, portant sur de petits échantillons et sur un nombre restreint d'attributs. Les auteurs indiquent avoir rencontré des difficultés d'évaluation de l'effet de la restauration en raison : (1) du manque d'objectifs clairement établis permettant de déterminer le succès de l'opération ; (2) de l'absence de sites naturels utilisés comme référence ; (3) de la collecte des données sur un laps de temps trop court ; (4) de la variabilité spatio-temporelle des systèmes naturels et restaurés, trop élevée pour autoriser des comparaisons significatives. De plus, compte tenu de la complexité des phénomènes en jeu, aussi bien pendant les phases de dégradation que de restauration, les modèles développés pour un type de zone humide ne semblent pas pouvoir être facilement transférés à d'autres situations.

A partir de l'expertise de 391 projets de « mitigation » dans le Massachusetts, Brown & Veneman (2001) ont montré que plus de la moitié d'entre eux n'étaient pas en accord avec les conditions mentionnées dans les permis : création d'un milieu au minimum d'une superficie identique à celle dégradée, présence d'un couvert végétal composé de plantes hydrophytes sur les trois-quarts du site au bout de deux ans. En réalité, 22 % des projets n'ont pas été réalisés, 30 % sont trop petits ou pas assez humides, 3 % ont un couvert végétal insuffisant. De plus, alors que 61 % des projets devaient aboutir à des zones humides forestières, 39 % des sites présentaient un couvert mésophile à xérophile, 37 % correspondaient à des prairies humides et 25 % à d'autres types de milieux humides. Les auteurs soulignent également l'imprécision des objectifs, l'absence de suivi et de contrôle des administrations concernées.

Des conclusions très proches ont été obtenues lors de l'examen des résultats d'opérations de restauration concernant 214 et 74 zones humides localisées respectivement en Indiana (Robb, 2002) et dans le New Jersey (Balzano *et al.*, 2002). Dans ce dernier Etat, un outil d'évaluation spécifique a été utilisé (Wetland Mitigation Quality Assessment), fondé sur la présence ou l'absence d'indicateurs de terrain concernant l'hydrologie, les sols, la faune, la végétation, les caractéristiques des sites et du paysage. De ce fait, il n'est pas étonnant que les sites « restaurés » soient considérés comme des ersatz ou des contrefaçons d'écosystèmes naturels (Malakoff, 1998).

Ce constat négatif a été confirmé par un comité d'experts mis en place en 2000 pour examiner l'efficacité de cette politique (National Research Council, 2001). De 1993 à 2000, au total 16 800 hectares de zones humides devaient être créés ou restaurés en contrepartie de l'attribution de permis d'aménagement concernant 9 600 hectares. Mais les résultats réels de ces mesures restent difficiles à estimer quantitativement en raison de l'absence de normes structurelles et fonctionnelles de réussite, de sites de référence adaptés et de protocoles de suivi. Cette incapacité étant d'origine écologique et institutionnelle, le comité recommande de détailler les conditions d'attribution du permis d'aménagement qui doit définir les normes à atteindre dans des termes permettant de mesurer la viabilité écologique des sites restaurés et le remplacement des fonctions éliminées. Si l'objectif général correspond à une gestion de l'intégrité physique, chimique et biologique des ressources en eau, les experts insistent sur la nécessité d'adopter une approche prenant en compte l'ensemble des zones humides d'un bassin versant. C'est le moyen d'inscrire les

interventions à une échelle spatio-temporelle adéquate et de concevoir leur contribution écologique de manière complémentaire et plus flexible. Dans ce dessein, les experts demandent l'affectation de moyens financiers et en personnel à ces projets au même titre que ceux destinés aux espaces protégés, et l'élaboration d'un protocole d'évaluation fonctionnelle, intégrant des principes de l'écologie du paysage, par l'*Army Corps of Engineers*, responsable du suivi de cette politique. En effet, les enjeux sont énormes en termes politiques et économiques.

COMMENT CONSIDÉRER L'INCERTITUDE EN ÉCOLOGIE DE LA RESTAURATION ?

Juger du « succès » d'une opération implique de prendre en compte des objectifs spécifiques, à une date précise qui peut varier selon l'objectif, et d'appliquer un protocole donné d'évaluation. D'ailleurs, Zedler (2000) pense que, pour les projets de restauration, raisonner en termes de succès ou d'échec, de tout ou rien, a peu de sens et propose d'employer le terme de « progression », notion proche de celle de « tendance » définie par des trajectoires (SER, 2002). En effet, la cible correspond souvent à un ensemble d'objectifs spécifiques (présence d'espèces particulières, de couvert végétal, de biomasse, etc.) ou d'équivalences fonctionnelles par rapport à des habitats de référence. Or, le site de référence étant lui-même changeant, l'évaluation doit intégrer les dynamiques en cours. Ceci conduit à la notion d'évaluation pour une « gestion adaptative », une analyse précoce des premières données collectées pouvant aboutir à l'ajout d'éléments supplémentaires au programme de suivi ou à l'abandon d'attributs inutiles. Par ce biais, on reconnaît la part d'incertitude liée à ces projets, ce qui permet de mieux considérer les risques engendrés par les interventions (Kentula, 2000 ; Thom, 2000).

La restauration écologique, ne pouvant garantir la réplique exacte du système visé, ne doit pas être pour autant considérée comme sans intérêt. Pour Cooke & Johnson (2002), les énoncés en écologie de la restauration ne sont pas des certitudes mais des conjectures d'experts comme dans d'autres domaines scientifiques. Le langage et les méthodes utilisées en analyse du risque sont, dans ce cas, susceptibles d'être efficaces. Pour chaque projet, le challenge consiste alors à distinguer le risque (connaissance des singularités), l'incertitude (connaissance des paramètres du système, mais pas de leur probabilité d'expression), l'ignorance (l'inconnu) et l'indétermination (interférence de contingences politiques, sociales, économiques, etc.), de manière à faciliter un jugement correct. Puisqu'il y a toujours des indéterminations en restauration, l'expert peut formuler des avis sur le risque, l'ignorance, mais il doit surtout essayer de gérer l'incertitude en tirant parti de la variabilité des écosystèmes pour favoriser leur résilience, c'est-à-dire leur capacité à récupérer après une perturbation et à persister dans le paysage. Il peut aussi apprendre à transformer des problèmes rencontrés en nouvelles opportunités, surtout si le dispositif comprend des mécanismes de réajustements (Willard & Hiller, 1990). Selon Hackney (2000) et Thom (2000), un plan de restauration bien conçu devrait comprendre des trajectoires et des buts finaux alternatifs afin de pouvoir informer les partenaires des problèmes potentiels et coûts probables. D'ailleurs, au cours des années à venir, les influences des changements climatiques devront être incorporées car elles augmentent le degré d'incertitude concernant l'évolution des écosystèmes naturels et réhabilités (Bloczynski *et al.*, 2000). Par rapport aux objectifs visés, les résultats peuvent alors diverger de manière importante. Ces différents aspects accentuent le rôle essentiel du suivi et confortent la dimension expérimentale de toute opération de restauration.

LES OUTILS DE SUIVI ET D'ÉVALUATION

EN L'ABSENCE D'UN INSTRUMENT UNIQUE DE MESURE, QUELS SUBSTITUTS ?

Le suivi, ou monitoring, est une collecte systématique de données permettant de suivre la progression de la restauration vers les critères cibles ou les normes de performance qui, une fois mesurés, indiquent que les objectifs écologiques ont été atteints (IWWR, 2001). La terminologie, sans parler des méthodes, est foisonnante dans le domaine du diagnostic de l'état et de l'évolution des paysages, écosystèmes, communautés, populations, espèces (Heywood, 1995 ; Barnaud, 1998). Selon les auteurs, les données recueillies sont des caractéristiques, paramètres, critères, attributs, valeurs, qui peuvent être utilisés en tant que tels ou agrégés pour fournir des indicateurs, des indices, etc. À chacun de ces termes s'attachent de nombreuses définitions (Blandin, 1986 ; Usher, 1986 ; Spellerberg, 1992). En général, une distinction est faite entre les indicateurs écologiques, biologiques ou environnementaux qui aident à établir les conditions environnementales de base, à évaluer leurs modifications, et les indices quantitatifs qui simplifient, par le biais de méthodologies rigoureuses, les attributs et poids de multiples indicateurs (Hyatt, 2001). Ces outils ont pour objectif de fournir une aide à la décision. Ils peuvent être employés pour évaluer les conditions environnementales, comme signal d'alerte de modifications de l'environnement ou pour faire un diagnostic de la cause d'un problème environnemental (Cairns *et al.*, 1993).

Dans le contexte de la restauration, il nous semble intéressant de retenir les recommandations formulées par Lévêque & Mounolou (2001) au sujet des indicateurs biotiques. Ceux-ci ne correspondent pas à de simples données relatives aux écosystèmes, mais doivent « véhiculer une information la plus pertinente possible sous une forme condensée, notamment en essayant de représenter de manière simplifiée des phénomènes complexes ; servir de moyen de communication, en particulier entre ceux qui recueillent les informations et ceux qui les utilisent ».

L'utilisation des indicateurs écologiques s'appuie sur l'hypothèse que leur présence, absence ou fluctuation reflète des modifications s'exprimant à des niveaux variés de la hiérarchie écologique, des gènes aux paysages (Dale & Beyeler, 2001). De nombreux indicateurs de performance (physiques, chimiques, biologiques) de restauration peuvent être mesurés dans divers compartiments de l'écosystème et à des échelles spatio-temporelles variées (Henry & Amoros, 1995). Toutefois, il est nécessaire d'extraire un ensemble cohérent de caractéristiques qui décrivent de manière complète mais succincte l'écosystème (SER, 2002). En effet, si l'objectif visé influence la sélection des indicateurs, le choix résulte largement d'un compromis entre les caractéristiques désirées, le coût et la faisabilité. Sachant que les limites financières réduiront toujours l'envergure d'un programme de suivi, les objectifs centraux doivent être soigneusement hiérarchisés (Caughlan & Oakley, 2001) pour que le programme de suivi soit correct (fréquence, intensité des mesures). Souvent la plus grande partie du budget va à la collecte de données au détriment de la longévité du suivi, d'autres aspects critiques du programme se trouvant négligés (apports scientifiques, formation, gestion des données, assurance de qualité, publication, communication).

Le défi est donc de déterminer des paramètres dont la mesure est relativement simple pour être efficace dans le cadre d'un suivi (Dale & Beyeler, 2001). Dans l'idéal, les indicateurs écologiques devraient être faciles à estimer, sensibles au stress

analysé, y répondre d'une manière prévisible, présenter une capacité d'anticipation, servir à prédire des changements modifiables par une intervention, être intégrateurs de gradients clés, avoir une réponse connue et différenciée aux perturbations naturelles ou anthropiques, se caractériser par une faible variabilité de la réponse.

LA COMPRÉHENSION DES PHÉNOMÈNES STRUCTURELS ET FONCTIONNELS

De nombreux auteurs mentionnent la difficulté d'établir des critères mesurables dérivés des caractéristiques souhaitées des communautés et écosystèmes. Pour Cairns (1993), l'écologie de la restauration dans sa dimension fondamentale serait trop jeune pour que des critères robustes de succès ou d'échec puissent être établis, surtout s'ils doivent inclure les dimensions spatio-temporelles et faire appel à des méthodologies interdisciplinaires. Par contre, l'écologie de la restauration dans sa dimension appliquée se trouverait dans une situation plus confortable dans la mesure où ses objectifs, plus limités et circonscrits, permettent d'avoir recours à des critères de succès se rapportant à des caractéristiques relativement simples. Cet auteur a formulé des lignes directrices permettant d'estimer la réussite de la restauration d'un écosystème :

- l'autorégulation de celui-ci sur une période donnée, les attributs structurels et fonctionnels persistant sans le renouvellement des interventions (fertilisation, plantation, etc.) nécessaires lors de la phase initiale d'implantation ;
- la détermination de critères répondant aux buts et objectifs, ceci avant d'entreprendre la restauration ;
- l'absence d'impact négatif observé à l'échelle du paysage.

L'Interagency Workgroup on Wetland Restoration (2001), mis en place aux Etats-Unis, reconnaît la possibilité d'approches qualitatives, surtout les premières années, et d'approches quantitatives pour lesquelles existe une large gamme de méthodes plus ou moins lourdes. Ces dernières doivent être sélectionnées et adaptées aux objectifs avec l'aide de scientifiques qui définiront également la périodicité des relevés. Selon de nombreux auteurs (Kusler & Kentula, 1990 ; Cooke & Johnson, 2002), les caractéristiques les plus souvent mesurées concernent la composition, la structure et la répartition de la végétation (Tableau I), l'hypothèse étant qu'en observant une communauté végétale similaire à celle de l'écosystème visé, on peut en déduire que les caractéristiques fonctionnelles seront également satisfai-

TABLEAU I

Mesures structurelles de la végétation utilisées communément pour suivre la restauration et les caractéristiques fonctionnelles impliquées (d'après Allen, 1992, cité par Cooke & Johnson, 2002).

Mesure structurelle	Caractéristique fonctionnelle
Biomasse (g/m ²)	Productivité (g/m ² /an)
Densité en espèces	Remplacement d'espèces (mortalité, reproduction)
Richesse spécifique	Perte fonctionnelle liée à l'absence d'espèces
Gamme des groupes d'espèces	Perte fonctionnelle liée à l'absence de certains groupes
Indices de diversité/similarité	Interactions entre espèces favorisant le fonctionnement de l'écosystème

tes. En effet, le temps et le coût impartis au suivi n'autorisent pas en général les mesures fonctionnelles. Pourtant, une analyse précise de la végétation sur trois ans a permis à Henry & Amoros (1996) de réaliser une évaluation des effets de la restauration de zones humides fluviales (Rhône) sur leur niveau trophique par comparaison avec des systèmes de référence proches. Ils ont montré à partir de ces résultats que le dispositif de mesures (transects) mis en place pouvait être optimisé par une diminution de la fréquence des relevés afin de poursuivre les observations sur le long terme et de détecter les risques d'atterrissement et d'eutrophisation à temps. Dans un ancien chenal du Haut-Rhône, Henry *et al.* (2002) ont également confirmé l'intérêt de l'étude préalable et d'un suivi « allégé » de la végétation sur le long terme pour comprendre le développement des processus enclenchés par la restauration de l'alimentation en eau souterraine et des phénomènes d'érosion. La prise en compte d'un ancien chenal de référence et la collecte de données concernant la végétation selon des protocoles standardisés pendant 17 ans permettent de distinguer l'influence des dynamiques successionales naturelles par rapport aux changements dus à des fluctuations climatiques ou hydrologiques à court terme et aux activités humaines.

Pour le suivi d'une zone humide, certaines équipes mettent l'accent sur la bioévaluation (Adamus *et al.*, 2001 ; Teels & Adamus, 2001 ; Parker, 2001), un groupe de travail spécifique ayant été créé en 1997 par l'EPA (Biological Assessment of Wetlands Workgroup — BAWWG). Pour d'autres, par contre, il est capital que le suivi soit fondé sur la compréhension de son fonctionnement hydrogéologique (Braun & Parrish, 2000). En plus de mesures d'indicateurs de la santé et de la viabilité de populations végétales ou animales, des modèles conceptuels écologiques et hydrogéologiques sont à utiliser pour identifier les zones d'influence. Selon Zedler & Callaway (2000), le protocole doit être plus qu'une simple liste de contrôle des conditions, qu'un formulaire de données, et permettre une compréhension des problèmes rencontrés en identifiant les mécanismes cause-effet, les relations entre les variables mesurées et la fonction écologique considérée. Les réajustements seront alors d'autant plus rapides. À l'aide de 11 critères, ces auteurs ont évalué la restauration d'un marais côtier de 12 ha localisé au sud de San Diego. Au bout de cinq ans, leurs résultats montraient que le site était équivalent à hauteur de 60 % à une zone humide de référence proche. Si les objectifs ont été rapidement atteints pour la végétation, ce n'est pas le cas pour le sol, ni pour une espèce de râle en danger (*Rallus longirostris levipes*). Dix années semblent nécessaires à un marais pour devenir à nouveau réellement fonctionnel. Selon Cairns (1993), la mesure de la résilience du système, test ultime de la réussite, reste délicate en restauration. Elle est plus aisée dans le cas de perturbations naturelles épisodiques tels l'inondation, la sécheresse ou le feu. Le concept se révèle toutefois utile pour estimer la faisabilité d'une intervention en comparant la capacité de différents types d'écosystèmes. Une résilience très faible signifie qu'on a peu de chance de réussir une restauration structurelle et fonctionnelle malgré des moyens importants.

LE RECOURS À DES SYSTÈMES DE RÉFÉRENCE...

L'évaluation se fait par comparaison des conditions du site entre un moment t et $t + 1$ et par l'analyse de sa trajectoire. En général, on fait appel à des sites dits de référence définis par rapport soit à des informations historiques (la recherche du système naturel peu perturbé n'ayant plus de sens pour la majorité des territoires européens), soit à la notion de système alternatif « durable » correspondant à un site

modifié qui présente des réponses stables aux changements et devrait donc se maintenir dans un régime habituel de perturbation (Aronson *et al.*, 1993 ; Le Floch & Aronson, 1995). La sélection des sites de référence, correspondant à l'histoire des perturbations naturelles des sites altérés, est importante car elle doit permettre de séparer les effets des variations naturelles et des perturbations humaines (Aronson *et al.*, 1995 ; Muller *et al.*, 1998 ; Andreassen *et al.*, 2001). Dans l'idéal, les indicateurs et les indices devraient être mesurés sur une période qui permet la prise en compte des causes multiples de variation temporelle (Kentula *et al.*, 1992 ; Michener, 1997), et calés par rapport à une gamme de valeurs allant des conditions altérées aux conditions garantissant le fonctionnement écologique du système concerné. Deux écosystèmes intacts n'étant jamais complètement identiques, la confrontation avec les systèmes restaurés doit opter pour une approche pragmatique, incluant parfois un jugement de valeur (SER, 2002). Les résultats des comparaisons et, finalement, la détermination de la réussite dépendent largement du choix du ou des sites de référence et de la manière dont il(s) englobe(nt) les objectifs de la restauration entreprise.

Une autre étape encore plus ambitieuse de l'évaluation consiste à estimer la contribution du projet de restauration à l'échelle du paysage, de la région, du bassin versant (Poiani, 1999 ; Kentula, 2000). Ceci est particulièrement pertinent quand l'objectif est la récupération de fonctions et valeurs dégradées ou le maintien de la diversité de tel ou tel type d'écosystèmes. Pour faciliter ces mesures, dans le cas de la politique de « mitigation », des représentations statistiques ou des modèles de sites de référence ont été développés comme norme de comparaison (Brinson & Rheinhardt, 1996 ; Short *et al.*, 2000). Il s'agit de caractériser quantitativement la restauration dans le contexte des propriétés et de la variabilité des systèmes naturels présents dans la région. Les « zones humides de référence » sont choisies de manière à englober les types rencontrés régionalement à des stades pionniers ou matures, ainsi qu'un panel de sites très dégradés à très fonctionnels. Les « normes de référence » sont définies par des données provenant des systèmes les moins dégradés, sous-entendu fonctionnels et durables. Comme le remarque Kentula (2000), les avantages d'une telle approche correspondent : 1) à la définition de buts explicites en termes de conditions durables dans une région, 2) à la fourniture d'un calibre pour la construction d'un projet, 3) à la détermination de conditions de base permettant d'estimer la dégradation ou l'amélioration de fonctions pour un projet et pour les zones humides d'un territoire. Si aucun écosystème similaire est en bon état, l'objectif consiste alors à choisir un système alternatif.

LA NÉCESSAIRE PRISE EN COMPTE DES DIMENSIONS SOCIALES

Pour identifier et évaluer les causes de mauvais fonctionnements, Lévêque & Mounolou (2001) ajoutent aux indicateurs de santé biotiques et physico-chimiques, des indicateurs reflétant les « aspirations de la société qui sont liées à son système de valeurs et de représentations ». Cairns (2000) insiste sur la prise en compte des besoins et priorités de la société lors de la définition des critères de succès d'un point de vue fonctionnel, en mettant l'accent sur la restauration des fonctions perçues comme des services rendus par les écosystèmes. Le critère d'acceptabilité sociale est tout aussi important que celui de crédibilité scientifique (National Research Council, 1992). En effet, le soutien du public au projet ne peut se maintenir que si la dégradation d'une ressource est ressentie comme une perte, et la restauration perçue comme nécessaire pour répondre à un besoin important de qualité

de vie. À partir de trois exemples de restauration de zones humides aux Etats-Unis, Peterson & Teal (1998) ont montré que l'émergence de conflits entre d'une part, les promoteurs des interventions, et d'autre part, les propriétaires, les administrations et les collectivités provenaient d'une mauvaise connaissance des enjeux socio-économiques et perceptions locales. Ils soulignent le décalage entre les théories écologique et sociologique dans l'application de leurs principes en ingénierie écologique. En effet, les aspects sociologiques bénéficient en général d'un faible budget, les données, peu précises et convaincantes, provenant souvent d'informations anecdotiques fournies par des écologues. Pour le groupe de travail de la Society for Ecological Restoration Science & Policy (SER, 2002), l'évaluation socio-économique sert également à convaincre les décideurs et financeurs.

Les critères sociaux, politiques et institutionnels, récemment mis en œuvre, mais de plus en plus appliqués en raison de la reconnaissance de leurs intérêts, comprennent des évaluations d'utilité *sensu lato* (signification sociale, culturelle ou religieuse), des estimations de faisabilité, définies en termes politiques, économiques, logistiques ou institutionnels (Miller *et al.*, 1995). Pour van Ierland & de Man (1996), l'évaluation économique des projets de restauration exige la conception de méthodes (analyse multicritères, scénario) mobilisant des écologues et des économistes. Dans cet esprit, Fonseca *et al.* (2000) ont proposé une association d'informations biologiques avec des principes économiques pour définir les buts et critères de réussite. Ils ont mis au point une technique d'analyse « d'équivalences d'habitats » appliquée à des herbiers dégradés pour calculer la quantité d'habitats à restaurer afin de compenser les pertes de services écologiques de sites. Les démarches de suivi deviennent donc interdisciplinaires. La sélection des indicateurs, encadrée scientifiquement, répondra alors mieux aux besoins des gestionnaires (Dale & Beyeler, 2001).

En plus des réticences parfois exprimées par les chercheurs à s'engager dans les projets de restauration (Teal, 1998), un des handicaps au développement des méthodologies d'évaluation et de suivi environnemental correspond au peu d'intérêt de la communauté scientifique vis-à-vis de ces sujets, pour deux raisons principales. D'une part, ils sont jugés peu valorisants d'un point de vue professionnel car trop éloignés de la recherche fondamentale. D'autre part, les chercheurs, conscients de la complexité des systèmes environnementaux, de la difficulté à comprendre les mécanismes et processus en jeu dans le fonctionnement des écosystèmes, manifestent des réticences aux tentatives de description à l'aide d'indices uniques qu'ils estiment arbitraires (Andreasen *et al.*, 2001). Cependant, la situation semble évoluer dans un sens favorable car il est de plus en plus reconnu que les procédures d'évaluation doivent s'appuyer sur de l'expérimentation pour être crédibles d'un point de vue scientifique et sur des résultats provenant de la modélisation du fonctionnement des systèmes biologiques pour être réellement prédictives. Cette tendance se trouve confortée par la publication de revues spécialisées et la tenue de symposiums internationaux permettant les échanges entre experts.

Un point important mis en exergue par de nombreux auteurs concerne les modalités de concertation pour la définition des objectifs et la communication des résultats. Si la nécessité de les publier dans des revues scientifiques est rappelée, l'accent est surtout mis sur leur diffusion, selon des supports appropriés, aux partenaires locaux et plus généralement au public. En effet, comme le soulignent Atkinson (1988) et Berger (1990), les projets de restauration se caractérisent par leur portée didactique et leur intérêt esthétique. Quel moyen idéal de faire comprendre les enjeux de la conservation de la nature au public ! Ces programmes mobilisent une

variété inhabituelle d'acteurs, captent l'imagination et peuvent motiver plus facilement des personnes qui, par ailleurs, sont indifférentes aux mesures de protection passive (réglementation, réserve, parc). Cependant, cette adhésion des décideurs et du public nécessite un travail spécifique qui va au-delà d'une simple transposition des indicateurs scientifiques en termes plus courants. Il s'agit d'inventer un langage correspondant à la culture des différents acteurs. A ce propos, Schiller *et al.* (2001) ont mis au point et testé un processus de traduction, en termes compréhensibles et techniquement corrects, des indicateurs, d'origine disciplinaire variée, utilisés par l'US Environmental Agency dans le cadre de l'Environmental Monitoring and Assessment Program et par d'autres organisations. Ils ont constitué une équipe pluridisciplinaire et organisé des groupes de travail. Leurs résultats expliquent les raisons des difficultés de communication rencontrées jusqu'à présent. Il apparaît que le public souhaite connaître davantage les modifications des conditions environnementales générales qui pourront être identifiées par le suivi plutôt que les indicateurs eux-mêmes. Par ailleurs, il apprécie les informations issues de la combinaison de plusieurs d'entre-eux et les descriptions incluant des aspects de l'environnement valorisés par la société.

De plus en plus souvent, il est fait appel à des volontaires pour effectuer la collecte de données, leur mobilisation restant fonction des campagnes de sensibilisation réalisées à propos de projets de restauration. D'ailleurs, des guides spécifiques ont été mis au point à cet effet dès le début des années 1990, notamment aux Etats-Unis où 772 groupes de volontaires ont été recensés en 1998 (Danielson, 1998). Dans ce contexte, certains protocoles comprennent des procédures de contrôle de la qualité des informations (USEPA, 2000). Parallèlement, une option se développe actuellement qui consiste à enrôler des étudiants ayant reçu une formation spécialisée (stages organisés par le ministère des transports de l'Etat de Washington dans le cadre du suivi des réhabilitations de zones humides, par exemple).

L'adoption du projet par un groupe local, qui perçoit le site comme une vitrine de la qualité environnementale de son territoire, semble être également un des meilleurs moyens de pérenniser le suivi et de garantir le résultat de la restauration sur le long terme. Les exemples de collectivités locales concevant des opérations de restauration avec l'aide d'universitaires se multiplient de par le monde.

En résumé, les programmes de suivi écologique doivent être pertinents du point de vue écologique, crédibles au plan statistique et efficaces comparativement à leur coût. Ceux qui négligent un de ces aspects seront confrontés à des problèmes et risquent d'échouer. Nous n'insisterons jamais assez sur la nécessité de laisser du temps au temps. Les capacités des systèmes écologiques à mettre en place toutes leurs composantes et interactions varient d'un écosystème à l'autre, mais exigent généralement des décades. De même, la prise en compte de l'incertitude grâce à des procédures souples permettant des adaptations et corrections constitue une condition incontournable lorsqu'on manipule la nature. Il en va de la légitimité de la restauration écologique. Parfois, il est même plus judicieux de ne rien faire.

LES LEÇONS À TIRER DU PROGRAMME « RECRÉER LA NATURE »

Après avoir identifié les objectifs des projets de restauration ou de récréation, il est nécessaire de les décliner en termes d'indicateurs. Cette question est délicate dans la plupart des essais d'évaluation. Elle devient carrément épineuse dès qu'il est

question de mesurer la qualité d'un écosystème. Pour progresser, nous nous sommes interrogés sur les objectifs opérationnels et scientifiques de cinq projets présentés dans l'Atelier intitulé : « Quelles sont les modalités de suivi et d'évaluation de ces interventions ? », du colloque « Recréer la Nature » (Chapuis *et al.*, 2001).

LES PRINCIPALES CATÉGORIES D'OBJECTIFS ET LEUR DEGRÉ DE PRÉCISION

Parmi les projets examinés (Tableau II), aucun ne se fonde explicitement sur un retour à un état historique choisi comme référence, hormis les paysages méditerranéens pouvant évoquer, comme état initial, l'équilibre pastoral existant avant la déprise et l'enfrichement.

Dans ces opérations, on voit se dessiner trois types d'objectifs majeurs.

— *En premier lieu, le retour à un bon niveau de biodiversité d'un milieu*, sa qualité écologique représentant alors une valeur intrinsèque. La définition des échelles de valeur dans ce domaine demeure une affaire de spécialistes, ce qui ne retire rien à l'importance de cette question.

— *En second lieu, le rétablissement de la fonctionnalité des écosystèmes*, afin qu'ils remplissent à nouveau des fonctions écologiques (stabilité des sols, production biologique primaire, régulation des cycles de l'eau, etc.) et/ou services (paysage, loisir, etc.) à l'échelle d'un territoire. Les milieux ainsi constitués assurent un rôle d'infrastructure naturelle, dont les performances, les coûts de réalisation et d'entretien sont généralement comparables à ceux d'infrastructures artificielles classiques.

— *Enfin, la préoccupation d'une certaine efficacité économique*. En effet, les techniques de récréation expérimentées doivent, si on souhaite qu'elles aient un avenir, répondre à des critères de faisabilité et de reproductibilité à plus grande échelle.

Les objectifs de la restauration dans les cas exposés se résument à obtenir un écosystème fonctionnel, présentant une biodiversité satisfaisante, ceci à moindre coût. D'où les questions : quelles fonctions sont visées en priorité, et comment en mesure-t-on le succès ? Quel type de biodiversité recherche-t-on et à quel niveau ? Quel type de raisonnement économique permet de garantir la réalisation de l'opération ?

Même si ces trois aspects ne sont pas forcément présents dans tous les projets de récréation, ils conduisent à élargir le point de vue. En effet, les considérations scientifiques sont importantes, mais ne suffisent pas pour s'assurer du succès d'un projet. Il s'agit également de mettre d'accord les acteurs et surtout les financeurs sur les fonctions attendues. On s'approche alors de la notion d'aménagement durable du territoire. L'indicateur ou la batterie d'indicateurs opérationnel(le) devrait donc rendre compte de ces différents points, sachant que la facilité de conception et de mise en œuvre des dispositifs de suivi et d'évaluation dépend largement du nombre d'objectifs et du degré de précision dans leur formulation.

UNE VARIÉTÉ D'INDICATEURS PLUS OU MOINS ADAPTÉS AU QUESTIONNEMENT

Après avoir résumé les méthodes de suivi et les indicateurs appliqués par chacune des équipes (Tableau III), les principaux résultats obtenus et les limites des dispositifs développés sont commentés.

Grâce au dispositif de suivi mis en place (Mauchamp *et al.*, 2002), la restauration d'un marais poldérisé de la basse vallée du Vistre en zone humide ayant des

TABLEAU II

Objectifs de cinq projets, pris en exemple au sein du Programme de recherche « Recréer la Nature ».

Objectifs plutôt opérationnels	Objectifs plutôt scientifiques
<p>• Restauration d'un marais poldérisé de la basse vallée du Vistre (Grillas, 2001)</p>	
<p>Ecrêtage de crue. Création de biodiversité et d'habitats pour la faune (oiseaux, poissons). Augmentation de la production primaire (roselière). Piégeage de sédiments, épuration. Réponse aux demandes locales (contrôle de l'inondation, exploitation des roseaux, chasse).</p>	<p>Compréhension et évaluation du succès de la réhabilitation d'un marais fonctionnel par rapport à 4 hypothèses : — la dynamique de la végétation dépend des conditions physiques ; — la banque de graines et les flux de propagules ne constituent pas des facteurs limitants ; — la taille des plantes sert à prédire l'issue de la compétition ; — l'utilisation de l'habitat par la faune est contrôlée par le régime d'inondation et la structure de la végétation.</p>
<p>• Restauration de paysages méditerranéens (Le Floc'h & Aronson, 2001)</p>	
<p>Restauration d'un paysage en déprise. Proposition de nouveaux modes de gestion économes et fondés sur la prise en compte de la biodiversité. Test de techniques d'amélioration des ressources pastorales.</p>	<p>Hypothèse : les trajectoires des écosystèmes peuvent être pilotées à l'échelle du paysage. Compréhension des trajectoires de déprise en fonction de 5 modes d'intervention expérimentale. Concevoir des attributs vitaux et en évaluer la pertinence comme indicateurs de l'état des écosystèmes, des interactions entre écosystèmes, de ruptures de connectivité dans le paysage.</p>
<p>• Réhabilitation de forêts de Haute-Provence (Millot, 2001)</p>	
<p>Régénération naturelle de boisements en Pin noir pour le maintien d'un couvert anti-érosion. Augmentation des qualités forestières et écologiques des peuplements.</p>	<p>Hypothèse : la dynamique, enclenchée par la restauration réalisée à la fin du XIX^e, n'a pas produit systématiquement des communautés autonomes et pérennes. Connaissance des évolutions passées pour cerner les objectifs. Compréhension de la dynamique successionale. Détermination des contraintes écologiques.</p>
<p>• Réhabilitation de carrières (Frochot, 2001)</p>	
<p>Respect des contraintes réglementaires. Augmenter la biodiversité. Créer des zones de loisirs.</p>	<p>Hypothèse : les écosystèmes s'installent plus ou moins rapidement, leur trajectoire pouvant diverger. Conception de méthodes robustes et standardisées. Compréhension des successions écologiques. Comparaison coût/bénéfices écologiques.</p>
<p>• Stabilisation de talus ferroviaires (Crosaz, 2001)</p>	
<p>Stabilité des talus, lutte contre l'érosion par ensemencement d'une couverture végétale de qualité, légèreté de l'entretien. Insertion paysagère pour répondre aux attentes du public. Respect des contraintes réglementaires.</p>	<p>Hypothèse : le comportement des espèces semées ou à développement spontané, les caractéristiques pédologiques et climatiques conditionnent l'évolution des couverts. Compréhension de la dynamique des semis selon l'origine, la qualité des semences et les conditions locales. Comparaisons biogéographiques, recherche de l'adéquation entre milieu et espèces.</p>

TABLEAU III

Indicateurs et techniques d'évaluation du succès sélectionnés par cinq projets, pris en exemple au sein du Programme de recherche « Recréer la Nature ».

Projets	Dispositif de suivi pour l'évaluation
Restauration d'un marais poldérisé (basse vallée du Vistre) (Grillas, 2001)	Suivi des niveaux d'eau dans le site et la rivière. Analyse de la chimie de l'eau. Mesure semi-quantitative de la végétation et cartographie. Recensement des poissons et macro-crustacés. Comptage des oiseaux hivernants, migrateurs, et des hérons arboricoles. Etude des disponibilités alimentaires pour les aigrettes.
Restauration de paysages méditerranéens (Le Floc'h & Aronson, 2001)	Attributs vitaux considérés : — pour la végétation : composition floristique, recouvrement des espèces ; — pour les sols : états de surface, stock de graines viables, macro-arthropodes saprophages, décomposition de la litière, activité microbienne, teneurs en nutriments. A l'échelle du paysage, divers paramètres le long de transects : répartition de la végétation, pression anthropique, etc.
Réhabilitation de forêts de Haute-Provence (Millot, 2001)	Quatre indicateurs appliqués à des échelles spatiales différentes : — analyse diachronique de la répartition des types de végétation, — examen de l'activité lombricienne (diversité, distribution, dynamique) selon les types de sol, — inventaire de la banque de semis ligneux et capacité de régénération de certaines espèces, — suivi de la dynamique parasitaire du gui sur les pins.
Réhabilitation de carrières (Frochot, 2001)	Choix des taxons ayant des valeurs indicatrices complémentaires et présentant le meilleur « rapport qualité-prix » : végétaux, oiseaux, batraciens, orthoptères. Test de méthodes de suivi (IPA, quadrats allégés, pièges entomologiques composites, etc.), adaptation et standardisation. Comparaison dia- ou synchronique avec des sites de référence (écosystème préexistant ou apparenté, carrière aménagée). Evaluation des coûts de réaménagement.
Stabilisation de talus ferroviaires (Crosaz, 2001)	Analyse du comportement des espèces en sites expérimentaux et au laboratoire. Suivi de la dynamique du couvert des talus ensemencés (diversité, abondance-dominance, taux de recouvrement) ; suivi de l'érosion (mesure topographique). Mise au point d'un indicateur de persistance d'une espèce ou « coefficient de rémanence » pour apprécier sa contribution au recouvrement global.

fonctions de régulation des inondations, d'habitats pour les poissons et les oiseaux d'eau piscivores, est jugée globalement réussie par Grillas (2001). Par contre, l'exploitation agricole extensive (pâturage et chaume) du site n'a pu être réhabilitée en raison du développement limité des roselières et de l'impact important des ragondins. Ces travaux ont permis de mettre en évidence que, l'indicateur le plus pertinent dans ce cas pour estimer la capacité d'écrtage des crues correspond au niveau d'eau en été. Cependant, compte tenu de l'insuffisance de moyens pour appliquer des protocoles optimaux, l'évaluation de certains objectifs n'a pu être menée à bien (piégeage de sédiments, rétention de nutriments, reproduction des poissons, impact de la chasse en hiver). L'auteur insiste sur le fait que le succès à long terme de cette intervention repose sur la possibilité de maintenir les fluctuations environnementa-

les naturelles, et surtout sur l'adhésion des usagers et du public au projet. Il souligne les difficultés rencontrées dans la mise en œuvre de la restauration et du suivi en raison d'un nombre trop élevé d'objectifs non hiérarchisés.

Dans le cas de la restauration de paysages méditerranéens, soumis à un abandon agricole, Le Floc'h & Aronson (2001) ont montré l'intérêt de l'application de certains concepts de l'écologie du paysage ainsi que le bien fondé des notions de système de référence, de trajectoire et d'attribut vital, pour concevoir, suivre et évaluer les interventions. Une phase d'expérimentation en vraie grandeur des manipulations envisagées (labour, élimination de la végétation, introduction d'une légumineuse, pâturage, etc.) leur semble incontournable pour sélectionner les indicateurs pertinents du diagnostic. Dans ce contexte, ils préconisent une caractérisation et un suivi de la végétation (diversité, recouvrement) selon des techniques éprouvées (points quadrats, transects). Ils soulignent également les difficultés rencontrées dans le traitement de données relatives, par exemple, aux macroarthropodes nécessitant des compétences en systématique. L'utilisation d'un attribut jugé très prometteur en termes d'évaluation de la dégradation et de la capacité de régénération d'un écosystème, le stock de graines viables du sol, n'a pu pour le moment être valorisé compte tenu de « graves problèmes d'échantillonnage ». Selon ces auteurs, arriver à mettre au point des indicateurs physiques, biologiques, socio-économiques, sensibles et fiables au plan scientifique, mais également compris par les commanditaires et applicables par les gestionnaires du milieu restauré, correspondrait à la situation idéale.

A l'aide d'un dispositif de suivi comprenant quatre indicateurs adaptés à des échelles spatio-temporelles différentes, Millot (2001) a évalué la stratégie adoptée à la fin du XIX^e siècle pour créer un couvert forestier permettant de lutter contre l'érosion en Haute-Provence. La sélection du Pin noir (*Pinus nigra* ssp.), espèce pionnière, rustique, à fort potentiel de colonisation sans être envahissante, s'est révélée très efficace. L'observation de la répartition de la végétation sert à montrer le maintien des peuplements réhabilités et la poursuite d'une reforestation spontanée. L'indicateur « activité lombricienne » est très significatif et intégrateur au regard des deux objectifs majeurs que sont le maintien d'une couverture végétale pour limiter l'érosion et la création d'un écosystème se diversifiant au cours du temps. L'inventaire des semis met en évidence l'existence de plusieurs types de recolonisation par les ligneux (Alisier, érables, Chêne, Pin noir) et ceci malgré des effectifs de semis faibles par rapport aux normes habituelles de régénération. L'examen du degré d'infestation des pins par le Gui, dont la présence remonte à 1962, est un bon indicateur de la dynamique à court terme des peuplements. En combinaison avec les autres paramètres suivis, il sert à définir de nouvelles règles de gestion tenant compte de l'état de maturité de l'écosystème.

A propos de la réhabilitation de carrières, Frochot (2001) s'est appuyé sur des suivis synchroniques et diachroniques de plus de 169 sites pour caractériser l'évolution de la structure et de la composition de peuplements floristiques et faunistiques (représentatifs de la biodiversité locale ou régionale) ainsi que les changements de conditions des habitats. Il a ensuite comparé plusieurs paramètres (richesse/diversité, abondance, superficie, rareté, etc.) entre carrières à des stades d'évolution variés ou avec des écosystèmes de référence (falaise, éboulis, annexes fluviales, etc.). Certaines hypothèses ont ainsi été vérifiées, telle la colonisation spontanée et rapide des sites en eau par des espèces pionnières, l'influence majeure de l'effet fondateur sur les successions. Pour garantir l'objectivité des interprétations, il insiste sur l'intérêt d'avoir des méthodes d'inventaire robustes et standar-

disées, notamment pour les oiseaux (Indice Ponctuel d'Abondance, Quadrats allégés) et les insectes (Piège Entomologique Composite, captures standardisées), et de définir un effort d'échantillonnage constant pendant des périodes longues et identiques d'un site à l'autre. Ces techniques permettent de montrer l'existence d'un schéma commun d'évolution, ainsi que l'effet positif du maintien d'un régime « naturel » de perturbations (modalité, périodicité), par exemple les fluctuations de niveau d'eau, les processus d'érosion. Par ailleurs, dans une optique économique, mais aussi écologique, ses travaux ont confirmé la nécessité de prévoir le type de réhabilitation envisagé avant l'exploitation d'une carrière, en tenant compte des potentialités du site et de son insertion dans le territoire considéré. Ils ont également permis à cet auteur de proposer une typologie écologique des carrières et des recommandations pour leur suivi sur le long terme.

Au cours des interventions visant à stabiliser les talus de la ligne « TGV Méditerranée », diverses techniques de suivi ont été développées *ex situ* et *in situ* sur un grand nombre de sites anciennement et récemment végétalisés (Crosaz, 2001). Elles ont apporté des éléments de réponses sur les différences comportementales des espèces cultivées et sauvages utilisées (taux et vitesse de germination, fertilité, biomasse, etc.), sur les principaux critères de qualité des lots de semences (composition, densité de semis), sur les conditions propices à la dynamique des semis (origine, qualité, climat, stabilité des sols), et sur l'influence de la teneur en phosphore du sol mais surtout du temps vis-à-vis de la diversité. Par contre, les méthodes d'estimation de l'érosion sont jugées encore incomplètes. L'indicateur le plus efficace de l'adéquation entre une espèce et les conditions de milieux correspond à son coefficient de rémanence (nombre de sites d'observation du taxon sur le nombre de sites de semis). Ses résultats conduisent à une hiérarchisation des espèces en fonction des contraintes du site à végétaliser et à la conception de mélanges de graines adaptés. Les travaux se poursuivent dans le cadre de l'Observatoire Phyto-Ecologique National SNCF, créé pour assurer un suivi à long terme de l'évolution floristique des talus. Par ailleurs, l'auteur souligne la nécessité de communiquer pour valoriser ces nouveaux savoir-faire auprès des nombreux partenaires concernés et faire comprendre leurs intérêts écologiques et économiques.

LA QUÊTE DE L'INDICE SYNTHÉTIQUE IDÉAL

Les débats autour de ces présentations ont amené au moins autant de questions que de réponses. Nombreuses ont été les interventions tendant à montrer que l'identification de l'indicateur « parfait » relevait de l'utopie, tant les champs de la recherche concernés étaient nombreux, différents d'un projet à l'autre et difficiles à réduire. Si l'on tient compte de tous les aspects que la rigueur scientifique impose de garder à l'esprit dans cette quête, la notion de batterie d'indicateurs multiples s'impose rapidement. Cependant, les discussions entre chercheurs à ce sujet prenant souvent le ton de la controverse et interdisant toute conclusion, les non-spécialistes se trouvent perdus. Si en revanche, on s'impose des choix directs et opérationnels, le risque des simplifications hâtives a tôt fait de refroidir les initiatives.

Pour ces raisons, on ne peut pas éviter de relever que la majorité des projets de recherche du programme « Recréer la Nature » ne comportaient pas dans leur protocole les éléments constitutifs d'un réel suivi permettant une évaluation *ex-post* rigoureuse et performante. L'absence d'indicateurs permettant d'estimer le degré de satisfaction des acteurs locaux et du public est également significative des obstacles rencontrés dans la mise en place d'une réelle interdisciplinarité, problème

souligné par Grillas (2001). Or, par des interviews, par l'examen de documents et le recueil de réactions à propos de photographies représentatives de paysages humides marqués ou pas par les activités humaines, Donadieu (1998, 2000) a mis en évidence la diversité des pratiques et le rôle joué par les acteurs dans le processus de mise en paysage des zones humides. La variété des perceptions et des représentations du public reflète en effet la manière dont ces espaces se trouvent insérés dans la vie quotidienne. L'analyse des perceptions vis-à-vis de trois sites périurbains créés, correspondant à de véritables jardins aquatiques, montre le rôle des pratiques de loisir et de tourisme dans la construction de nouveaux territoires intégrant l'intérêt de la conservation des zones humides. En filigrane, se posent deux questions essentielles traitées par le programme CNRS-PEVS au cours d'un séminaire en 2001. Quelles natures voulons-nous ? Quelles natures aurons-nous ? Ces interrogations se trouvent au cœur des programmes de restauration dans les pays aux territoires modelés et contrôlés, d'une manière ou d'une autre, par les activités humaines. Dans une telle situation, avoir comme priorité la restauration d'un écosystème autosuffisant, autorégulé sur le long terme, peut paraître illusoire. Actuellement, il est reconnu que la reconstruction d'une relation entre les sociétés locales et ces espaces reconquis dans un objectif écologique mérite autant d'attention que les aspects scientifiques et techniques.

Par ailleurs, la manière de communiquer l'information est capitale et pas si évidente. Pour Schiller *et al.* (2001), la sélection et la mesure des indicateurs, relevant des domaines cognitif et culturel, impliquent une observation de l'environnement fondée sur certaines prémisses et préférences. L'interprétation des résultats obtenus reflète alors en grande partie les centres d'intérêt du concepteur du dispositif de suivi. Dans ce contexte, le public et les décideurs doivent participer activement à la formulation des objectifs mais également au choix de « ce qu'il est important d'évaluer et de mesurer », afin que leurs valeurs soient prises en compte dans la procédure. Au préalable, cela nécessite un travail spécifique sur la manière de faire passer les informations scientifiques à des personnes inexpérimentées et d'intégrer les valeurs de la société dans les programmes écologiques. C'est le meilleur moyen de mettre en œuvre un développement durable permettant de préserver et reconquérir la biodiversité par le biais d'approches « *participatives ou intégratives* » (Miller *et al.*, 1995). L'accent est alors mis d'emblée sur une structuration des problématiques par les questions sociales, donc sur une participation réelle de l'ensemble des partenaires (ONG, administrations, universités, populations locales).

L'atelier a également mis en lumière la difficulté de l'exercice d'évaluation et a souligné le fait que celle-ci constitue, sans doute, une discipline à part entière qu'il convient de traiter de façon spécifique. Faire appel à des équipes spécialisées dans ce domaine pourrait aider les projets, ou mieux encore, les programmes, à se doter d'une véritable capacité à dégager les enseignements des résultats obtenus et à améliorer la définition des opérations futures.

En effet, la restauration écologique implique un ensemble ordonné de considérations qui favorisent les procédures et pratiques efficaces. Bien que fondées sur des acceptions générales similaires, ces pratiques nécessitent souvent de l'innovation parce que chaque site présente des conditions uniques. Toutefois, l'intégration simultanée des acquis écologiques et des résultats d'un examen critique d'autres projets déjà réalisés peut servir à limiter les échecs (Cooke & Johnson, 2002).

Implicite, il nous semble possible de progresser par l'expérimentation de codes simples car ils facilitent les échanges. En effet, les premiers résultats obtenus,

s'ils sont frustrés, souvent imparfaits, offrent une base à la discussion entre spécialistes de disciplines différentes, et servent à montrer des résultats concrets aux non scientifiques.

Le plus souvent d'ailleurs, ces projets de récréation de la nature relevaient de postulats très simples, tels que retracés dans le tableau II. Les protocoles scientifiques sont forcément complexes et minutieux, mais les idées qui les sous-tendent peuvent être comprises par tous. Le travail de l'évaluation se résume alors à exprimer ce plus petit dénominateur commun entre naturalistes, aménageurs et société, ce noyau de compréhension partagée qui permettra au projet de croître et de s'inscrire dans une spirale positive. Ce n'est ni dérisoire, ni facile, c'est juste essentiel pour pérenniser les acquis des recherches entreprises et conforter les actions de restauration en cours ou envisagées.

REMERCIEMENTS

Nous remercions J.-L. Chapuis, C. Lévêque et S. Muller pour les remarques et suggestions constructives sur la première version de ce manuscrit.

RÉFÉRENCES

- ADAMUS, P., DANIELSON, T.J. & GONYAW, A. (2001). — *Indicators for monitoring biological integrity of inland, freshwater wetlands. A survey of North American technical literature (1990-2000)*. EPA843-R-01, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- ANDREASEN, J.K., O'NEILL, R.V., NOSS, R. & SLOSSER, N.C. (2001). — Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, 1 : 21-35.
- ARONSON, J., DHILLON, S. & LE FLOC'H, E. (1995). — On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect : a reply to Pickett and Parker. *Restor. Ecol.*, 3 : 1-3.
- ARONSON, J., FLORET, C., LE FLOC'H, E., OVALLE, C. & PONTANIER, R. (1993). — Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems. I A view from the South. *Restor. Ecol.*, 1 : 8-17.
- ATKINSON, I.A.E. (1988). — Presidential address : opportunities for ecological restoration. *New Zeal. J. Ecol.*, 11, 1-12.
- AVANZO (D'), C. (1990). — Long-term evaluation of wetland creation projects. Pp. 487-496, in : J.A. Kusler, & M.E. Kentula (Eds). *Wetland creation and restoration : the status of the science*. Island Press, Washington, DC.
- BALZANO, S. & coll. (2002). — *Creating indicators of wetland status (quantity and quality) : freshwater wetland mitigation in New Jersey*. New Jersey Department of Environmental Protection, Division of Science, Research and Technology, Amy S. Greene Environmental Consultants, Inc. Trenton, NJ.
- BARNAUD, G. (1995). — A l'interface de la pratique et de la théorie : l'écologie de la restauration. *Natures Sciences Sociétés*, 3 (hs) : 36-50.
- BARNAUD, G. (1998). — *Conservation des zones humides : concepts et méthodes appliqués à leur caractérisation*. Collection Patrimoines Naturels, Volume 34, Service du Patrimoine Naturel/IEGB/MNHN, Paris.
- BASH, J.S. & RYAN, C.M. (2002). — Stream restoration and enhancement projects : is anyone monitoring ? *Environ. Manag.*, 29 : 877-885.
- BAZIN, P. (2000). — *La gestion des sites du Conservatoire du Littoral : conception d'un dispositif opérationnel de suivi*. Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, Paris.
- BERGER, J.J. (Ed.) (1990). — *Environmental restoration. Science and strategies for restoring the Earth*. Island Press, Washington, DC.
- BLANDIN, P. (1986). — Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 17 : 215-307.

- BLOCZYNSKI, J.A., BOGART, W.T., HOBBS, B.F. & KOONCE, J.F. (2000). — Irreversible investment in wetlands preservation : optimal ecosystem restoration under uncertainty. *Environ. Manag.*, 26 : 175-193.
- BRADSHAW, A.D. (1987). — Restoration : an acid test for ecology. Pp. 23-29, in : W.R Jordan III., M.E. Gilpin & J.D. Aber (Eds). *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge.
- BRAUN, D. & PARRISH, J. (2000). — Assessing the biodiversity health of wetlands. Pp. 9-13, in : *Wetland Management and Restoration. Site Conservation Roundtable*. Disney Wilderness Preserve, Florida, 7-9 December 1999. The Nature Conservancy, Arlington.
- BRINSON, M.M. & RHEINHARDT, R. (1996). — The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecol. Appl.*, 6 : 69-77.
- BROWN, S.C. & VENEMAN, P.L.M. (2001). — Effectiveness of compensatory wetland mitigation in Massachusetts, USA. *Wetlands*, 21 : 508-518.
- CAIRNS, J. (1993). — Ecological restoration : replenishing our national and global ecological capital. Pp. 193-208, in D.A. Saunders, J. Hobbs & P. Ehrlich (Eds). *Nature Conservation 3 : Reconstruction of fragmented ecosystems*. Surrey Beatty and Sons Publ.
- CAIRNS, J. (2000). — Setting ecological restoration goals technical feasibility and scientific validity. *Ecol. Eng.*, 15 : 17-18.
- CAIRNS, J., MCCORMICK, P.V. & NIEDERLEHNER, B.R. (1993). — A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 236 : 1-44.
- CAUGHLAN, L. & OAKLEY, K.L. (2001). — Cost considerations for long-term ecological monitoring. *Ecological Indicators*, 1 : 123-134.
- CHAPUIS, J.-L., BARRE, V. & BARNAUD, G. (Eds) (2001) — *Programme national de recherche « Recréer la Nature : réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes ». Principaux résultats scientifiques et opérationnels*. MATE, MNHN, Paris.
- COOKE, J.A. & JOHNSON, M.S. (2002). — Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals : A review of theory and practice. *Environ. Rev.*, 10 : 41-71.
- CROSAZ, Y. (2001). — Les écosystèmes dans l'aménagement paysager des grandes infrastructures. Protection et reconstitution des communautés végétales. Qualification des espèces. Contrôle des semences. Pp. 143-150, in : J.-L. Chapuis, V. Barre & G. Barnaud (Eds), *Programme national de recherche « Recréer la Nature : réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes ». Principaux résultats scientifiques et opérationnels*. MATE, MNHN, Paris.
- DANIELSON, T. (1998). — Monitoring wetlands : deciding what to measure. *The National Newsletter of Volunteer Water quality Monitoring*, 10, <http://www.epa.gov/volunteer/spring98/pg17.html>
- DALE, V.H. & BEYELER, S.C. (2001). — Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1 : 3-10.
- DIAMOND, J. (1987). — Reflections on goals and on the relationship between theory and practice. Pp. 329-336, in : W.R Jordan III., M.E. Gilpin & J.D. Aber (Eds). *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*. Cambridge, Cambridge University Press.
- DONADIEU, P. (1998). — Des sciences écologiques à l'art du paysage ou l'invention du sauvage dans les marais paysagistes. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 35 : 13-24.
- DONADIEU, P. (2000). — *Les conditions de l'adhésion sociale à la politique de conservation des zones humides*. Rapport final, MATE-Programme national de recherches sur les zones humides, ENSP Versailles.
- ERWIN, K.L. (1990). — Wetland evaluation for restoration and creation. Pp. 429-458, in : J.A. Kusler, & M.E. Kentula (Eds). *Wetland creation and restoration : the status of the science*. Island Press, Washington, DC.
- ERWIN, K.L. (1996). — *A bibliography of wetland creation and restoration literature*. Wetlands International, The Association of State Wetland Managers, Inc, Berne, NY.
- FONSECA, M.S., JULIUS, B.E. & KENWORTHY, W.J. (2000). — Integrating biology and economics in seagrass restoration : how much is enough and why. *Ecol. Eng.*, 15 : 227-237.
- FROCHOT, B. (2001). — Intérêt écologique et implications économiques des réaménagements de carrières. Méthodes d'évaluation et d'étude des trajectoires et vitesses d'évolution. Pp. 127-134, in : J.-L. Chapuis, V. Barre & G. Barnaud (Eds), *Programme national de recherche « Recréer la Nature : réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes ». Principaux résultats scientifiques et opérationnels*. MATE, MNHN, Paris.

- GRILLAS, P. (2001). — Réhabilitation de marais sur un domaine de la basse vallée du Vistre (la Musette). Pp. 39-46, in : J.-L. Chapuis, V. Barre & G. Barnaud (Eds), *Programme national de recherche « Recréer la nature : réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes »*. Principaux résultats scientifiques et opérationnels. MATE, MNHN, Paris.
- HACKNEY, C.T. (2000). — Restoration of coastal habitats : expectation and reality. *Ecol. Eng.*, 15 : 165-170.
- HENRY, C.P. & AMOROS, C. (1995). — Restoration ecology of riverine wetlands : I. A scientific base. *Environ. Manag.*, 19 : 891-902.
- HENRY, C.P. & AMOROS, C. (1996). — Restoration of riverine wetlands. III. Vegetation survey and monitoring optimization. *Ecol. Eng.*, 7 : 35-58.
- HENRY, C.P., AMOROS, C. & ROSET, N. (2002). — Restoration ecology of riverine wetlands : a 5-year post-operation survey on the Rhône River, France. *Ecol. Eng.*, 18 : 543-554.
- HERTZMAN, T. & LARSSON, T. (1991). — Lake Hornborga — a case study. Pp. 154-160, in : C.M. Finlayson & T. Larsson (Eds). *Wetland management and restoration*. Proc. Workshop, Sweden 1990, Swedish Environmental Protection Agency Report.
- HERTZMAN, T. & LARSSON, T. (1999). — *Lake Hornborga, Sweden – the return of a bird lake*. Wetlands International Publ. 50, Wageningen.
- HEYWOOD, V.H. (Ed.) (1995). — *Global biodiversity assessment*. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge.
- HRUBY, T. (1999). — Assessments of wetland functions : what they are and what they are not. *Environ. Manag.*, 23, 1 : 75-85.
- HYATT, E. (2001). — Editorial. *Ecological Indicators*, 1 : 1-2.
- VAN IERLAND, E.C. & DE MAN, N.Y.H. (1996). — Ecological engineering : first steps towards economic analysis. *Ecol. Eng.*, 7 : 351-371.
- Interagency Workgroup on Wetland Restoration (2001). — *An introduction to wetland restoration, creation and enhancement*. Review Draft 5/01, EPA, NOAA, ACE, FWS, NRCS.
- JORDAN, W.R. (1988). — Restoration ecology : a synthetic approach to ecological research. Pp. 13-21, in : J. Cairns (Ed.). *Rehabilitating damaged ecosystems*. CRC Press. Inc. Boca Raton, Florida.
- JORDAN, W.R. & PACKARD, S. (1989). — Just a few oddball species : restoration practice and ecological theory. Pp. 18-26, in : G.P. Buckley (Ed.). *Biological habitat reconstruction*. Belhaven Press, London.
- KENTULA, M.E. (2000). — Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. *Ecol. Eng.*, 15 : 199-209.
- KENTULA, M.E., BROOKS, R.P., GWYN, S.E., HOLLAND, C.C., SHERMAN, A.D. & SIFNEOS, J.C. (1992). — *An approach to improving decision making in wetland restoration and creation*. Island Press, Washington, DC.
- KUSLER, J.A. & KENTULA, M.E. (Eds) (1990). — *Wetland creation and restoration : the status of the science*. Island Press, Washington, DC.
- LARSSON, T. (1988). — Restoration of Hornborga Lake, Sweden. *Ambio*, 17 : 90-98.
- LE FLOC'H, E. & ARONSON, J. (1995). — L'Écologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Natures Sciences Sociétés*, 3 (hs) : 29-35.
- LE FLOC'H, E. & ARONSON, J. (2001). — I. Trajectoires alternatives et attributs vitaux d'un écosystème méditerranéen. II. Mise en évidence de ruptures de connectivité et conséquences d'une restauration expérimentale dans un paysage méditerranéen. Pp. 111-118, in : J.-L. Chapuis, V. Barre & G. Barnaud (Eds), *Programme national de recherche « Recréer la Nature : réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes »*. Principaux résultats scientifiques et opérationnels. MATE, MNHN, Paris.
- LÉVÊQUE, C. & MOUNOLOU, J.-C. (2001). — *Biodiversité. Dynamique biologique et conservation*. Masson-Sciences, Dunod, Paris.
- LUBCHENCO, J. & REAL, L.A. (1991). — Experimental manipulations in lab and field systems, manipulative experiments as tests of ecological theory. Pp. 715-733, in : L.A. Real & J.H. Brown (Eds). *Foundations of ecology. Classic papers with commentaries*. The University of Chicago Press, Chicago.
- MALAKOFF, D. (1998). — Restored wetlands flunk real-world test. *Science*, 280 : 371-372.
- MAUCHAMP, A., CHAUVELON, P. & GRILLAS, P. (2002). — Restoration of floodplain wetlands : Opening polders along a coastal river in Mediterranean France, Vistre marshes. *Ecol. Eng.*, 18 : 619-632.
- MICHENER, W.K. (1997). — Quantitatively evaluating restoration experiments : research design, statistical analysis, and management considerations. *Restor. Ecol.*, 5 : 324-337.
- MILLER, K., ALLEGRETTI, M.H., JOHNSON, N. & JONSSON, B. (1995). — Measures for conservation of biodiversity and sustainable use of its components. Pp. 915-1061, in : V.H. Heywood (Ed.). *Global biodiversity assessment*. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge.

- MILLOT, M. (2001). — Dynamique de la restauration des écosystèmes forestiers sur substrat marneux dans le secteur haut provençal. Pp. 119-126, in : J.-L. Chapuis, V. Barre & G. Barnaud (Eds), *Programme national de recherche « Recréer la Nature : réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes »*. Principaux résultats scientifiques et opérationnels. MATE, MNHN, Paris.
- MITSCH, W.J. & GOSSELINK, J.G., (2000). — *Wetlands*. Third Edition, John Wiley & Sons, Inc. New York.
- MITSCH, W.J. & WILSON, R.F. (1996). — Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time and self-design. *Ecol. Appl.*, 6 : 77-83.
- MULLER, S., DUTOIT, T., ALARD, D. & GREVILLIOT, F. (1998). — Restoration and rehabilitation of species rich grasslands in France : a review. *Restor. Ecol.*, 6 : 94-101.
- National Research Council (Ed.) (1992). — *Restoration of aquatic ecosystems. Science, technology and public policy*. Committee on restoration of aquatic ecosystems, Water Science and Technology Board, Natl. Academy Press Washington, DC.
- National Research Council (2001). — *Compensating for wetland losses under the Clean Water Act*. Committee on Mitigating Wetland Losses, National Academy Press, Washington, DC.
- PARKER, A.K. (2001). — *Methods for evaluating wetland condition : study design for monitoring wetlands*. EPA 822-R-01-007d. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- PETERSON, S.B. & TEAL, J.M. (1998). — The gap between social and ecological theory in wetland restoration. Pp. 669-678, in : A.J. McComb & J. Davis (Eds). *Wetlands for the future*. Gleneagles Publishing, Glen Osmond, Australia.
- POIANI, K. (1999). — Overview of concepts. Landscape-scale management. Pp. 4, in : *Wetland Management and Restoration. Site Conservation Roundtable*. Disney Wilderness Preserve, Florida, 7-9 December 1999. The Nature Conservancy, Arlington.
- ROBB, J.T. (2002). — Assessing wetland compensatory mitigation sites to aid in establishing mitigation ratios. *Wetlands*, 22 : 435-440.
- SHORT, F.T., BURDICK, D.M., SHORT, C.A., DAVIS, R.C. & MORGAN, P.A. (2000). — Developing success criteria for restored eelgrass salt marsh and mud flat habitats. *Ecol. Eng.*, 15 : 239-252.
- SPELLERBERG, I.F. (1992). — *Evaluation and assessment for conservation. Ecological guidelines for determining priorities for nature conservation*. Chapman & Hall, London.
- SCHILLER, A., HUNSAKER, C.T., KANE, M.A., WOLFE, A.K., DALE, V.H., SUTER, G.W., RUSSELL, C.S., PION, G., JENSEN, M.H. & KONAR, V.C. (2001). — Communicating ecological indicators to decision makers and the public. *Conservation Ecology* 5 : 19. [online] URL : <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art19>
- Society for Ecological Restoration, Science & Policy Working Group. (2002). — *The SER Primer on Ecological Restoration*. URL: <http://www.ser.org>
- STREEVER, B. (2001). — *The Ramsar Convention's resources on Wetland Restoration*. The STRP Expert Working Group on Wetland Restoration. http://ramsar.org/strp_rest_index.htm
- TEAL, J.T. (1998). — President's address. *Bulletin SWS*, 15 : 3.
- TEELS, B.M. & ADAMUS, P. (2001). — *Methods for evaluating wetland condition : developing metrics and indexes of biological integrity*. EPA 822-R-01-007f. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- THOM, R.M. (2000). — Adaptive management of coastal ecosystems restoration projects. *Ecol. Eng.*, 15 : 365-372.
- USEPA (2000). — *Volunteer wetland monitoring : An introduction and resource guide*. EPA 843-B-00-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Wetlands Division, Washington, DC.
- USHER, M.B. (Ed.) (1986). — *Wildlife conservation evaluation*. Chapman and Hall, London.
- Wetland Regulatory Assistance Program (2000). — *Importing plant stock for wetland restoration and creation : maintaining genetic diversity and integrity*. ERDC TN-WRAP-00-03
- WILLARD, D.E. (1990). — Wetland dynamics : considerations for restored and created wetlands. Pp. 459-466, in : J.A. Kusler, & M.E. Kentula (Eds). *Wetland creation and restoration : the status of the science*. Island Press, Washington, DC.
- ZEDLER, J.B. (2000). — Progress in wetland restoration ecology. *TREE*, 15 : 402-407.
- ZEDLER, J.B. & CALLAWAY, J.C. (2000). — Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. *Ecol. Eng.*, 15 : 211-225.
- ZEDLER, J.B. & WELLER, M.W. (1990). — Overview and future directions. Pp. 405-413, in : J.A. Kusler & M.E. Kentula (Eds). *Wetland creation and restoration : the status of the science*. Island Press, Washington, DC.