À L'INTERFACE DE LA PRATIQUE ET DE LA THÉORIE : L'ÉCOLOGIE DE LA RESTAURATION

GENEVIÈVE BARNAUD

Résumé en anglais p. 50

L'émergence de "l'écologie de la restauration" au cours des années quatre-vingt a pour origine l'interprétation scientifique des multiples expériences de restauration, de réhabilitation ou de création de systèmes écologiques menées dans des situations contrastées. Ces interventions ou manipulations, réalisées en fonction d'objectifs définis dans le cadre d'une gestion écologique au sens large, correspondent à diverses options de l'ingénierie écologique. Elles opèrent à différents niveaux d'organisation (population, communauté, écosystème, paysage) et touchent les composantes biotiques et physiques.

Si l'écologie de la restauration semble avoir gagné ses titres de noblesse aux États-Unis avec la création d'une Société scientifique en 1987, et le lancement de deux revues en 1993, la situation en France reste plus floue. Nous disposons

pourtant d'un nombre important d'expériences menées à différentes échelles spatio-temporelles, avec des objectifs et dans des milieux très variés. Cette diversité, source de richesse et de confusion, justifie de faire le point sur nos acquis. Pour structurer ces connaissances empiriques et scientifiques éparses, il paraît maintenant utile de les replacer dans un cadre plus large.

Pour faciliter cet exercice, nous avons dressé un tableau général récapitulant les racines, les évolutions actuelles et les orientations envisagées dans ce domaine. Sont ensuite évoquées certaines questions et pistes de recherche scientifique dont la prise en compte devrait ménager le travail de terrain et assurer le renforcement des relations entre les volets théoriques et appliqués de l'écologie.

RÉSUMÉ : À l'interface de la pratique et de la théorie : l'écologie de la restauration

Pour limiter les effets désastreux d'activités humaines à fort impact écologique, des ingénieurs et des protecteurs de la nature ont multiplié, depuis le début des années soixante-dix, les expériences de réhabilitation et de création de milieux.

Au départ, les scientifiques ont négligé ce champ jugé trop « technique ». Le retournement de situation date des années quatre-vingt avec l'émergence d'un nouveau courant disciplinaire, l'écologie de la restauration, conçu comme le moyen de lier les domaines appliqués et fondamen-

taux. L'accent est alors mis sur le caractère expérimental de ces opérations.

Aujourd'hui, les débats toujours très vifs entre partisans et adversaires de l'écologie de la restauration font appel à des concepts et principes capitaux en biologie de la conservation : rôle des espèces-clés ou des perturbations, échelle pertinente d'analyse et d'intervention, méthodologie d'évaluation et de suivi, etc. Ces interventions provoquent également des remises en cause déontologiques touchant au choix des priorités et des systèmes de références, avec un risque de servir d'alibi aux destructions.

LA TOILE DE FOND

Une situation de crise

Schématiquement, jusqu'au début des années soixante-dix, conserver la nature revenait essentiellement à créer des parcs et des réserves pour préserver des morceaux de nature, des communautés ou des espèces "phares". Cette stratégie s'est révélée insuffisante pour parer aux dégradations multiples touchant tous les types de systèmes écologiques avec des conséquences parfois inattendues : effet domino, en cascade, synergie-amplification-intensification des impacts (Pimm et Gilpin, 1989 ; Shafer, 1990). Dans ce contexte, Diamond (1989) a identifié en 1984 les principales causes d'extinction agissant à l'échelon mondial sous la forme d'un "quatuor infernal" comprenant :

- la surexploitation par l'homme d'espèces végétales et animales ;
- la destruction, la fragmentation et la dégradation des habitats ;
- l'impact des espèces introduites ;
- les effets secondaires et en cascade des extinctions.

Ces analyses ont été confortées par les travaux réalisés pour la Convention sur la biodiversité, le caractère alarmant de la situation se trouvant encore amplifié par les perspectives démographiques et les prévisions de changements climatiques globaux. En complément des mesures de protection réglementaire, de nouveaux moyens ont alors été envisagés dont la réintroduction d'espèces en danger, la mise en place de réseaux

d'espaces protégés ou gérés globalement et la restauration, la création de milieux menacés ou disparus.

L'aiguillon législatif

Simultanément, l'évolution des législations environnementales, en particulier dans le domaine des études d'impact et de la protection des espèces, a provoqué la floraison de solutions techniques visant à remettre en état ou créer des sites pour compenser les pertes. Cette tendance s'observe particulièrement aux États-Unis où une série de textes ont été promulgués (*Clean Water Act Section 404*, 1972 ; *Endangered Species Act*, 1973 ; *Surface Mine and Reclamation Act*, 1977).

En Europe, la situation est variable d'un pays à l'autre. Ainsi, en 1976, lors d'une discussion organisée par la *Royal Society* sur les aspects scientifiques de la conservation de la nature en Grande-Bretagne, deux interventions portaient sur la nécessité de restaurer et créer des milieux en compensation des pertes subies par le jeu de l'industrialisation, l'agriculture intensive et l'urbanisation (Bradshaw, 1977 ; Pigott, 1977). En 1982, le discours de Bradshaw (1983) en tant que président de la Société d'écologie britannique s'intitulait "Reconstruction of ecosystems" et visait à motiver ses collègues afin que la remise en état des sites dégradés, notamment par les mines et carrières, ne tombent pas dans les mains d'autres professionnels. Pour l'Allemagne de l'Ouest, Bruns (1988) parle d'une longue tradition de restauration dans

le domaine de la "récupération" des sites industriels et de l'épuration des lacs et rivières.

En France, la filiation semble moins évidente car la loi de 1976 n'a pas eu autant d'effets d'entraînement. Les exemples le plus souvent cités concernent les actions menées par le CEMAGREF dans le but de lutter contre les risques d'érosion en milieu montagnard, celles relatives à la protection et stabilisation des berges de rivières, ou celles des associations de protection de la nature avec pour objectifs une réhabilitation écologique et une augmentation de la diversité en espèces et en habitats dans les sites dont elles ont la maîtrise.

Un champ purement technique

L'apparition d'une écologie de la restauration et sa promotion au sein d'une biologie de la conservation en pleine expansion s'inscrivent donc dans ce contexte et correspondent à une des réponses trouvées par certains scientifiques, aménageurs, et responsables de la conservation de la nature. Au départ, des ingénieurs et des praticiens de terrain ont développé des démarches techniques et empiriques qui visaient avant tout une efficacité maximale pour un coût minimal. S'ils proposaient quelques guides issus de leurs expériences et s'inspiraient de connaissances écologiques, pour autant, ils ne contribuaient pas directement au développement de cette discipline.

D'ailleurs, jusqu'au début des années quatre-vingt, peu de scientifiques se sont investis. Les écologues, plutôt attirés par

l'étude des systèmes "naturels", exprimaient des réticences voire de l'hostilité vis-à-vis de ces expériences (Jordan et Packard, 1989). S'en préoccuper revenait à admettre la dégradation de l'environnement (Cairns, 1987). Ainsi, la Commission d'écologie de l'UICN, qui a pour mission d'assurer les relations entre sciences et pratiques dans le domaine de la conservation de la nature, ne mentionnait pas la restauration parmi les thèmes porteurs dans son rapport de 1981 intitulé "Changes and developments in the science of ecology" (Ovington, 1982). Par contre, cet affichage se retrouve dans diverses programmations (Soulé et Kohm, 1989 ; Western *et al.*, 1989), la restauration de systèmes endommagés et dégradés constituant pour certains une occasion d'explorer les liens entre structure des communautés et fonctionnement des écosystèmes, ou d'aborder divers aspects socio-économiques et politiques de la conservation (Lubchenco *et al.*, 1991).

L'enjeu scientifique paraît capital car les différents événements liés à la restauration écologique précèdent, accompagnent ou engendrent généralement une évolution des concepts et pratiques en écologie. Si la prévision de Soulé (1989), relative à une intensification de la réhabilitation des habitats et des activités liées (*ecotherapeutics*), avec un pic marqué en 2 100 dans les zones tempérées et un démarrage plus tardif dans les zones tropicales, se confirme, l'écologie de la restauration devrait connaître un développement considérable avec des conséquences intéressantes sur le plan scientifique.

UNE PREMIÈRE TYPOLOGIE DES INTERVENTIONS EN RESTAURATION

Des opérations assez hétéroclites quant aux objectifs, envergures, moyens, résultats, se retrouvent dans la rubrique "restauration écologique", cette variété pouvant d'ailleurs être source de confusion¹. Selon Berger (1990), les activités de restauration remontent au début du siècle avec les travaux de l'école d'architectes natura-

listes du paysage, confortés par les opérations concernant les rivières dès 1930 ainsi que les programmes de lutte contre l'érosion menés par le *Civilian Conservation Corps* au cours des années 1933-1943. La restauration des lacs par biomanipulation date de 1975 (Welch et Cooke, 1987).

En s'inspirant des différentes catégories d'interventions menées par les ingénieurs de l'eau aux États-Unis et qualifiées de manière humoristique par la profession de *Best management practices*, Cairns (1993b) propose une classification permettant de comprendre l'origine des pratiques de restauration (*Best Restoration Practices*). Elles vont des opérations "bon marché", attractives pour les politiciens, aux restaurations "authentiques à l'échelle du paysage", défendues par les scientifiques de la biologie de la conservation, en passant par les projets "technocratiques", les actions "publici-

taires", "cosmétiques", ou les "expériences extrêmes" visant à transformer en jardins d'Eden tous les sites miniers.

En fonction de leurs buts, nous avons identifié trois catégories principales d'intervention :

- La récupération de sites très endommagés à la suite d'exploitations, de travaux d'aménagements (décharges, mines, carrières, gros chantiers d'autoroute, de pistes de ski, etc.) ou d'accidents. En Amérique du Nord, l'obligation de restaurer les sites industriels abandonnés (mines, carrières, usines) a favorisé l'expansion de cette spécialité (Bradshaw, 1987b). En France, les réhabilitations de carrières, gravières et sablières sont du même ordre (Frochot et Godreau, 1995).

- La conservation d'espèces ou de sites protégés, avec comme objectif le maintien d'un état donné ou le retour à un état anté-

RESTAURATION DE MILIEUX EN SITUATION CONTRASTÉE

Les deux programmes retenus pour illustrer les différents enjeux en conservation de la nature sont instructifs en raison des débats sur les objectifs prioritaires engendrés par le premier et de l'ampleur du second.

Un lac suédois (Larsson, 1988 ; Hertzman et Larsson, 1991)

La capacité d'accueil pour les oiseaux d'eau du Lac Hornborga (3 000 ha) avait été réduite de manière drastique par des activités humaines (agriculture, hydroélectricité). Les modifications des niveaux d'eau avaient provoqué le développement de la roselière. Le projet de restauration a été envisagé dès 1965. Il s'agissait de récupérer un plan d'eau libre pour améliorer le stationnement et la fréquentation par l'avifaune. En 1967, la gestion des niveaux d'eau était décidée pour aboutir à ce qu'ils ont nommé un "optimal bird-lake". Rapidement, les phragmites et cariages ont vu leur superficie décroître de manière significative et les oiseaux sont revenus. Toutefois, pendant 20 ans, cet objectif a été discuté par les partisans d'une orientation plus globale du projet qui souhaitaient la restauration de la diversité en milieux humides. En 1988, le plan a finalement été modifié en ce sens. Ce projet est estimé à 8 M \$ pour la période 1966-1988, 10 M \$ pour 1989-1994.

La forêt tropicale sèche du Costa Rica (Janzen, 1988)

Le programme de restauration du milieu forestier entrepris par Daniel Janzen au début des années quatre-vingt englobe 700 km² de zones volcaniques et côtières localisées au nord-ouest du pays. Il a été qualifié de plus vaste projet au monde. Dans le cadre du futur Parc national de Guanacaste, l'objectif est de permettre le développement de la forêt tropicale sèche par le contrôle des incendies, d'assurer la dispersion des graines, de réintroduire des plantes, de réaliser une gestion forestière intensive, d'arrêter la chasse pour conserver 30 000 espèces d'insectes, 3 000 plantes, 500 oiseaux, 200 reptiles et amphibiens, 160 mammifères. L'opération a été conçue à l'échelle du paysage et comporte la gestion optimale et dynamique des taches (répartition, connexion), le contrôle des facteurs externes. Différents volets complémentaires (recherche et suivi scientifique, acquisition de terrain, sensibilisation et formation) sont inclus dans un plan général. La participation active des populations locales a été prévue dès le départ. Des fonds privés américains, sous la forme de bons de 300 \$ correspondant à l'achat d'un papillon ou d'un arbre choisi sur catalogue au moment de Noël (Atkinson, 1988), sont venus conforter le programme évalué à 11,8 millions de \$.

rieur jugé plus favorable du point de vue écologique (abondance, diversité, structure, fonctionnement). Dans la plupart des pays, les pratiques de gestion appliquées aux réserves incluaient de longue date la restauration-réhabilitation-créeation même si ces termes n'étaient pas employés.

■ La construction *ex nihilo* d'écosystèmes en compensation des destructions. La création des zones humides aux États-Unis dans le cadre de la politique de "mitigation" visant à en contrecarrer la disparition, est un bon exemple. Ces travaux, réalisés par des bureaux d'étude spécialisés dans la création-restauration de milieux sur commandes gouvernementales ou privées, se font souvent en liaison avec des équipes scientifiques (recherche sur la tolérance des plantes aux variations d'humidité ou de salinité, germination, compétition, etc.). Une autre expérience "extrême" et très critiquée mérite d'être citée : le macrocosme de Biosphère 2 comprenant des échantillons de divers écosystèmes terrestres et aquatiques (Nelson *et al.*, 1993).

HISTOIRE RÉCENTE DE L'ÉCOLOGIE DE LA RESTAURATION

Une terminologie encore approximative

En préalable, il nous semble utile de préciser ce que recouvre ici le terme d'écologie de la restauration, aucune définition n'étant unanimement acceptée. À la différence de Le Floc'h et Aronson (1995), la restauration correspond ici aux interventions visant un état idéal le plus proche de celui observé avant toute modification, un retour aux conditions "originelles". Le terme est donc pris dans le sens donné par Cairns (1988b), c'est-à-dire d'une gestion visant à :

- redonner à un écosystème endommagé les conditions antérieures à la perturbation ;
- rétablir ses attributs structurels et fonctionnels² ;
- relier ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques.

Ce qui revient à imiter un système en bonne santé, naturel et auto-régulé, intégré dans le paysage naturel environnant. Cet auteur ajoute que les caractéristiques structurelles et fonctionnelles reconstituées ou substituées doivent obligatoirement être de plus grandes valeurs sociales, économiques, écologiques que celles de l'état perturbé ou modifié.

Des programmes de restauration à l'ingénierie écologique

Pour Bradshaw (1987a), l'histoire de l'écologie de la restauration, domaine encore en cours de formalisation, reste à écrire. Toutefois, il précise qu'Aldo Leopold serait le premier écologue à avoir pratiqué, au cours des années trente, la reconstruction d'écosystèmes disparus.

En s'appuyant sur les acquis du programme de restauration mené à l'Arboretum de Madison et à partir des discussions du Symposium organisé en 1984 sur le sujet, Aber et Jordan (1985) ont proposé le terme "écologie de la restauration" ou "écologie synthétique" pour que soient reconnus les apports fondamentaux de ce type de travaux. Reprenant l'idée d'une science et d'un art de la "santé" des milieux, émise par A. Leopold au début des années quarante, ils conçoivent cette branche de l'écologie comme un moyen de mettre en perspective les différentes disciplines impliquées.

Au début de la décennie suivante, le champ d'investigation s'élargit avec les propositions de structuration d'une véritable ingénierie écologique (Mitsch et Jorgensen, 1989 ; Berryman *et al.*, 1992 ; Mitsch, 1993)³. Comparativement à l'ingénierie strictement environnementale, cette "éco-technologie" se caractérise par l'importance donnée aux processus naturels et à la récupération, à des fins écologiques, de technologies ayant fait leurs preuves dans la destruction des écosystèmes. Elle vise donc à établir un pont conceptuel entre ingénieurs et écologues.

1. Elles comprennent aussi bien la reconstruction d'un microcosme insulaire (Atkinson, 1988), que la restauration d'un archipel (Towns *et al.*, 1990), de zones humides (Kusler et Kentula, 1990 ; Finlayson et Larsson, 1991), de milieux aquatiques (NRC, 1992), d'une mer (Wulf et Niemi, 1992) ou de systèmes fluviaux (Décamps *et al.*, 1990).

2. Aronson *et al.* (1993a) qualifient d'attributs vitaux des écosystèmes, « les caractéristiques corrélées pouvant servir d'indicateurs de la structure et du fonctionnement de l'écosystème qui devraient aider à formuler des prédictions et à monter des expérimentations de restauration et de réhabilitation ».

3. L'ampleur du champ peut surprendre puisque les pratiques chinoises d'agroécologie, de pisciculture, de riziculture, d'épuration de l'eau ou de protection des côtes, grâce à des espèces introduites, sont présentées comme des exemples d'ingénierie écologique (Mitsch *et al.*, 1993).

L'EXPÉRIENCE DE L'ARBORETUM DE L'UNIVERSITÉ DU WISCONSIN-MADISON

Qualifié de pionnier, le programme de restauration systématique et à grande échelle de communautés prairiales et forestières bénéficie d'une reconnaissance scientifique unanime. Démarré en 1935 sous les auspices d'Aldo Leopold, figure éminente de la gestion de la faune aux États-Unis, il s'applique à différentes parcelles suivies très finement (Cottam, 1987 ; Jordan, 1988b ; Jordan *et al.*, 1988 ; Jordan et Packard, 1989). De nombreux enseignements en ont été tirés sur l'autoécologie des plantes, la composition floristique et la structure des communautés, les interactions caractéristiques d'un écosystème prairial fonctionnel, et des leçons sur la manière de procéder, par exemple, la nécessité de connaître les facteurs physiques (conditions d'humidité du sol, texture, nutriments), de favoriser les espèces moins résistantes, de contrôler les herbacées exotiques et les ligneux indigènes. Restent des questions de fond non résolues comme les raisons de

l'absence de certaines espèces animales (fourmis, oiseaux) et l'existence ou non d'un seuil aux interventions (réintroduction des bisons ou reconstitution de leur impact).

Ce programme s'est déroulé dans un contexte très particulier. En effet, la lutte contre l'érosion éolienne (*Dustbowl*) devenant une priorité fédérale au cours des années trente, des moyens ont alors été affectés à la reconstitution de couverts végétaux. De plus, pour contre-carrer les effets de la grande dépression, les chômeurs ont été mobilisés sur ce type de projet dans les *Civilian Conservation Corps*. Finalement, la localisation sur les terrains de l'université a permis de garantir un suivi à long terme et l'investissement des scientifiques.

Le premier symposium d'écologie de la restauration réunissant plus de 300 chercheurs nord-américains a eu lieu en 1984 pour fêter les 50 ans de l'arboretum de l'Université du Wisconsin-Madison.

Les années quatre-vingt : un tournant

Dès 1976, pour faire face aux futurs problèmes de conservation, Bradshaw (1977) et Pigott (1977) souhaitaient un changement d'attitude de la part des scientifiques et protecteurs de la nature. Ils proposaient la restauration d'écosystèmes perturbés, la réintroduction d'espèces et la création de nouveaux habitats, comme approche alternative. En plus de la valeur patrimoniale de ces options, ils mettaient l'accent sur leur potentiel scientifique.

Pour résumer l'évolution de l'investissement des scientifiques sur ces sujets, des indices paraissant significatifs de la vitalité du secteur ont été choisis et présentés dans le *tableau 1* : la publication d'ouvrages de synthèse, l'organisation de colloques, la création de revues de haut niveau répondant au besoin d'évaluation des travaux et d'élaboration de normes. À ma connaissance, le premier ouvrage de synthèse sur le sujet est celui de Cairns *et al.* (1977) intitulé *Recovery and restoration of damaged ecosystems*. L'entrée en scène d'une écologie appliquée à la restauration date donc de la fin des années soixante-dix. Elle se trouve confirmée par l'organisation de symposiums et consacrée par la création d'une société scientifique et de revues internationales à la fin des années quatre-vingt et au début de cette décennie.

En France, le colloque "Recréer la nature" (17-19 mai 1994, Orx) est le premier consacré entièrement au sujet. Toutefois, signalons qu'en 1985, le CNRS et l'École polytechnique ont organisé une table ronde sur le thème des "Milieux naturels : illustration de quelques réussites" qui traitait en partie d'expériences de restauration (Henry et Toutain, 1986) alors qu'en 1992, l'Office National de la Chasse réunissait des spécialistes de la restauration des zones humides pour établir le programme de réhabilitation de la Réserve de la Grand'Mare dans le Marais Vernier (ONC, 1994). De même, depuis 1991, la Fondation de France a soutenu 70 opérations de génie écologique pour valoriser les espaces abandonnés ou menacés, ce qui prouve le dynamisme du sec-

Société - Revues - Colloques	Ouvrages
	1977 Recovery and restoration of damaged ecosystems (Cairns <i>et al.</i>)
	1978 The breakdown and restoration of ecosystems (Holdgate & Woodman)
	1980 The recovery process in damaged ecosystems (Cairns) The restoration of land : the ecology and reclamation of derelict and degraded land (Bradshaw & Chadwick) Bioengineering for land reclamation and conservation (Schiechl)
Symposium de Madison (États-Unis)	1982 Creation and restoration of coastal plant communities (Lewis)
	1984
	1985 Restoring the earth: How Americans are working to restore our damaged environment (Berger)
Société nationale de restauration et gestion écologiques (États-Unis)	1987 Restoration ecology (Jordan <i>et al.</i>)
Symposium de Berkeley (États-Unis)	1988 Rehabilitating damaged ecosystems (Cairns)
	1989 Biological habitat reconstruction (Buckley). Ecological engineering : an introduction to ecotechnology (Mitsch & Jorgensen)
	1990 Environmental restoration. Restoring the Earth (Berger).
Workshop Reconstruction of fragmented ecosystems (Australie)	1991
	1992 Landscape restoration handbook (Harker <i>et al.</i>) Environmental rehabilitation : preamble to sustainable development (Wali)
Restoration Ecology Ecological Engineering	1993 Reconstruction of fragmented ecosystems (Saunders <i>et al.</i>)
Workshop Ecological engineering : an approach to restoration, biodiversity, and sustainability (États-Unis)	

Tableau 1 - Brève chronique (ces données sont issues de sources anglophones). Il est possible d'y ajouter des bulletins plus techniques parus dès 1981 (*Restoration and Management Notes*, le *Rehabilitation News*), des colloques sur la restauration des prairies ou des sites miniers à la fin des années soixante, des ouvrages par type de milieux ou de problème ou des ateliers spécifiques dans des manifestations internationales.

teur et la variété des solutions imaginées (Barret, 1994).

Cependant, la formalisation d'une écologie de la restauration fusionnant les démarches appliquées et les interprétations théoriques donne lieu à des débats scientifiques animés.

THÈSES DES PROMOTEURS D'UNE ÉCOLOGIE DE LA RESTAURATION

Le discours épistémologique

Ses défenseurs arguent de la valeur heuristique de ce champ disciplinaire qui se caractérise par une certaine capacité à définir des objectifs précis ainsi que la manière et les moyens de les atteindre (Harper, 1987). Pour Jordan *et al.* (1987b), l'idée essentielle de cette approche tient à la maîtrise des processus impliqués puisque restaurer signifie alors : pouvoir diriger un changement voulu en le freinant, l'accéléralant, le renversant, l'altérant ou en le stoppant.

Ces auteurs poursuivent en précisant que restaurer ne consiste pas à copier la nature en détail mais à "imiter" en créant des systèmes qui ne sont pas identiques mais similaires dans leurs caractéristiques principales et qui ont le même fonctionnement. Il s'agit de discerner ces similarités essentielles et de reproduire les paramètres critiques pour créer, dans des conditions variées, des communautés ressemblantes sans être forcément identiques dans leur composition. Cette démarche garantit la maturité d'une science par l'obtention de généralisations par ailleurs très utiles aux praticiens.

La simulation consiste à "remonter" et à faire fonctionner une machine, un peu comme procède un horloger (Cairns, 1991). Un tel résultat étant la preuve de notre capacité à comprendre le fonctionnement écologique d'un système, Bradshaw (1977, 1983, 1987a) parle du véritable « test à l'acide » des théories, et Ewel (1987) de « test ultime de la théorie écologique ». Pour Jordan (1988a), ce test est fondé sur notre faculté de contrôler le développement et le fonctionnement d'un système et pas simplement sur notre capacité de le "réparer".

Les opérations techniques mises en œuvre pour atteindre ces objectifs, si elles sont menées et interprétées correctement, permettent non seulement de confirmer les connaissances mais aussi de mettre en évidence les lacunes. Elles obligent à évaluer précisément différents aspects du fonctionnement du système, l'erreur pouvant être sanctionnée immédiatement par un dysfonctionnement. Il est alors possible de découvrir la signification écologique de nombreux processus (compétition, prédation, phénomènes de facilitation, de tolérance, d'inhibition), de montrer les fonctions importantes ou subsidiaires, avec parfois une remise en cause de modèles existants et une clarification de concepts (intégrité fonctionnelle, propriétés, ...). Les exemples sont nombreux et variés :

- la réhabilitation de sites miniers grâce à une revégétalisation importante a été l'occasion de comprendre les séquences d'installation des espèces végétales et de préciser le rôle joué par la compétition ou la facilitation ;

- la restauration des prairies arborées de Chicago réalisée par S. Packard a amené des révisions sérieuses des idées courantes sur la composition et les dynamiques de ces communautés (Jordan *et al.*, 1988 ; Jordan et Packard, 1989) ;

- les premiers programmes de restauration de lacs eutrophiques, au cours des années quatre-vingt, et surtout leurs déconvenues ont permis de comprendre la signification écologique des réactions chimiques liées au cycle du phosphore (Welch et Cooke, 1987).

Les approches en restauration écologique sont donc à la fois réductionnistes et synthétiques (Rosenzweig, 1987). Ces démarches, par essence "prédictives", effraieraient donc les experts tout en les stimulant (Allen et Hoekstra, 1987). Implicitement, l'écologie de la restauration véhicule l'idée qu'il est possible de conduire des expériences écologiques rigoureuses permettant d'annoncer que telle ou telle action aura tel ou tel effet.

L'ouverture expérimentale

D'une manière générale, la restauration est perçue comme une opportunité extraordinaire d'expérimenter en vraie grandeur et de traiter de la complexité des systèmes écologiques. Pour Jordan et Packard (1989), « ces manipulations permettent de comprendre de manière fondamentale pourquoi les différentes techniques fonctionnent ainsi et, finalement, comment les communautés ou écosystèmes fonctionnent eux-mêmes ». Diamond (1987) ajoute que c'est le moyen de sortir des démarches purement réductionnistes, l'expérimentation en conditions contrôlées étant l'outil le plus puissant en écologie.

L'idée de la prééminence de l'expérimentation n'est pas neuve. En effet, selon Pigott (1977), la nécessité de développer une méthode expérimentale pour faire évoluer l'écologie était déjà mentionnée par Farrow en 1917. La question cruciale de l'importance théorique et pratique des « manipulations expérimentales de laboratoire et de terrain » ainsi que leurs limites, a été reprise par Lubchenco et Real (1991). Ils conçoivent ce type d'étude comme étant le moyen de permettre la détermination des rapports causaux qui génèrent les patrons écologiques. Les autres méthodes (corrélative, comparative) ne permettent que de supposer ou de suggérer des mécanismes causaux et peuvent servir à appuyer des hypothèses écologiques mais pas à les tester. Par l'analyse de sept textes fondateurs de la discipline, ils ont identifié les apports déterminants de la démarche expérimentale, et ce dès le début du siècle, pour traiter de sujets aussi divers que : la sélection naturelle, la structure des communautés et surtout le rôle des interactions entre espèces (compétition prédation), la répartition des espèces, la colonisation de milieux isolés, l'influence de la végétation vis-à-vis des cycles biogéochimiques ou les facteurs déterminant l'eutrophisation en milieu lacustre.

Sur un autre plan, Bradshaw (1987a) remarque que la qualité essentielle des pratiques de restauration correspond avant tout à cette tentative de dépassement

artificiel des facteurs considérés comme limitant le développement de l'écosystème qu'elles provoquent. La restauration est alors conçue comme un principe organisateur de l'écologie permettant de hiérarchiser les connaissances et de valoriser les pratiques, étapes capitales pour une science encore jeune (Jordan, 1988a). C'est une occasion de réfléchir aux relations entre écologie théorique et appliquée. De plus, elle représente une chance de combiner les concepts et principes issus des différents courants de l'écologie (analyse systémique, écologie des communautés ou des paysages, biologie des populations) avec les sciences de l'ingénierie⁴. Les terrains de restauration correspondraient aussi à des lieux propices au renforcement de relations originales entre chercheurs et gestionnaires, source d'enrichissement réciproque.

LA MISSION CURATIVE

À ces arguments s'ajoutent les dimensions opérationnelles évidentes des programmes de restauration. Sans hésiter, Jordan *et al.* (1987b) et Turner (1987) font d'ailleurs référence à un « nouvel art » permettant de « soigner la nature », à une véritable « mission » de l'écologie. Cette idée vient de l'analogie développée par deux zoologistes et un médecin entre la médecine et la pratique de l'écologie du stress (Cairns, 1988b). Le scientifique impliqué dans un programme de restauration procéderait alors comme un médecin en établissant un diagnostic suivi d'un pronostic, et de prescriptions pouvant aller jusqu'à « l'intervention chirurgicale », avec l'éventualité de faire autrement, et pourquoi pas mieux que la nature, en « perfectionnant » les successions secondaires par exemple.

Dans un autre registre, Atkinson et Willows (1990) remarquent que les écologues, à la différence des forestiers, agronomes ou ingénieurs, peuvent offrir des solutions moins coûteuses et moins exigeantes en maintenance parce qu'ils intègrent la capacité de la nature à se restaurer elle-même.

LES MODÈLES DIDACTIQUES

Attribuer à l'écologie de la restauration le statut de discipline scientifique implique que des modèles aient été établis, et que des principes et théories aient été formulés. Grâce aux acquis d'expériences menées sur le long terme, des schémas prédictifs et explicatifs des différentes alternatives envisageables ont pu être élaborés (Bradshaw, 1984 ; Cairns, 1986 ; Aronson *et al.*, 1993a, b)⁵.

Le modèle de Bradshaw (1984) constitue une première étape dans cette direction (figure 1). Il montre les diverses trajectoires que peuvent emprunter des systèmes écologiques selon deux variables représentant des paramètres globaux, la structure (espèces-complexité) et le fonctionnement (biomasse-nutriments) de l'écosystème. Les différentes options envisageables sont positionnées sur ces trajectoires : laisser-faire, réhabiliter, restaurer, créer un système alternatif. Suivre cette démarche, oblige à clarifier les objectifs et à réfléchir en terme de développement des écosystèmes en intégrant les notions de dynamique.

Ces premiers raisonnements fondés sur des modèles systémiques qui peuvent être simplifiés ou complétés à souhait, sont utiles même s'ils doivent être adaptés au cas par cas et utilisés avec précaution.

ARGUMENTATION DES SCEPTIQUES

Face à l'enthousiasme engendré par l'essor de l'écologie de la restauration et à la publicité donnée aux premiers succès, certains auteurs souhaitent une plus grande prudence dans les interprétations. Ils attirent l'attention sur la profusion de types d'interventions labélisées « restauration », les difficultés d'en évaluer les résultats et l'impossibilité de répliquer ces expériences, véritables obstacles au développement de fondements scientifiques théoriques robustes.

Une grande ambiguïté

En effet, peu de précautions sont prises quant à l'utilisation des termes (*création, restauration, réhabilitation*), et sous une même rubrique se trouvent pêle-mêle des

Figure 1 - Représentation schématisée du développement d'un écosystème et des différentes options envisageables lors de la remise en état d'un site (d'après Bradshaw, 1984).

opérations aux objectifs d'ampleur et de niveau très différents. Le terme *restauration* devrait être réservé aux interventions concernant des systèmes entiers. Or, comme le remarque Simberloff (1990), dans la plupart des cas, la délimitation et la nature des communautés ou des écosystèmes sont loin d'être cernées en raison, entre autres, de leur dynamique, de leurs changements cycliques ou directionnels sur des échelles de temps variables, même en l'absence de perturbations anthropiques.

La situation se complique avec la multiplicité des options : restauration de la forme des systèmes (diversité spécifique, structure trophique) ou de leurs services (fonctions bénéfiques pour la société), ces paramètres étant souvent intimement liés. Les services sembleraient plus faciles à réhabiliter, en raison notamment de l'existence d'espèces redondantes qui rempliraient les mêmes fonctions au sein de l'écosystème, la présence d'un type d'organisme permettant le

fonctionnement écologique de l'ensemble (Barbault, 1995). Mais le devenir à long terme des systèmes dépendrait *in fine* de la récupération de leur forme. Ainsi, l'objectif de préservation et de restauration de la biodiversité souvent affiché peut se décliner de multiples manières, néanmoins il oblige toujours à prendre en compte l'existence et l'importance des nombreuses interrelations en jeu (Noss, 1990 ; Solbrig, 1991), dont l'analyse se révèle fort délicate (Chapuis *et al.*, 1995). Pour le moment, compte tenu de la modestie des résultats obtenus, Cairns (1988c) pense toutefois qu'il est un peu prétentieux de compter sur des programmes de réhabilitation pour accroître la biodiversité.

Une part d'arbitraire

L'absence de données historiques relatives à la constitution et au fonctionnement originels des systèmes écologiques, pose le problème majeur de la définition et du choix de la référence.

4. Berryman *et al.* (1992) pensent que des collaborations avec les ingénieurs de l'industrie, spécialisés dans la conception de systèmes de régulation par *feed-back*, peuvent être fructueuses pour décortiquer la capacité de contrôle du développement et du fonctionnement des systèmes écologiques.

5. La biomanipulation des lacs eutrophes pour restaurer la qualité de l'eau bénéficie d'une certaine avance aux plans pratique et théorique mais constitue un domaine en soi avec ses propres modèles et interrogations (Gophen, 1990).

Pour chaque projet, la définition des objectifs conduit à opter pour un système de référence (communauté, écosystème, paysage) qui peut être désigné à partir de critères historiques, culturels ou fonctionnels. En général, la restauration écologique a pour but de reconstituer du "naturel". Mais on est en droit de s'interroger sur la signification de cet adjectif dans notre monde où les communautés sont incomplètes ou seulement partiellement naturelles (Diamond, 1987 ; Newbold, 1989 ; Gunn, 1991). De plus, tout remettre en place (composition, structure) pour aboutir à une restauration "authentique" semble impossible. Mieux vaut donc viser une restauration partielle et acceptable du point de vue écologique qui augmenterait localement la diversité d'habitats tout en étant esthétique et intéressante (Bradshaw, 1989 ; Simberloff, 1990).

Par ailleurs, les schémas de trajectoires de développement des écosystèmes proposés par Bradshaw (figure 1) ou d'autres, attirent des remarques de fond sur la capacité actuelle à prévoir ces chemine-ments. Partant du principe que l'organisation et la nature des communautés et écosystèmes restent ambiguës, Simberloff (1990) qualifie la cible de "floue et mobile" : "floue" en raison des difficultés à déterminer et délimiter l'objet appréhendé ; "mobile" par la nature intrinsèquement dynamique des systèmes écologiques.

En effet, les travaux menés sur l'écologie des perturbations naturelles et les dynamiques de taches, combinant les approches théoriques et les études de cas, ont montré que tout système écologique s'inscrit dans un continuum de perturbations agissant à des échelles spatio-temporelles variées (Pickett et White, 1985). Des hypothèses ont été émises sur les relations entre l'ampleur ou la fréquence des perturbations et la composition des communautés, sur l'effet d'un certain niveau de perturbation dit "intermédiaire" vis-à-vis de la richesse spécifique des communautés, sur l'existence de stades alternatifs stables, etc. Tous ces acquis et pistes de recherche ont bien entendu des répercussions sur les programmes de restauration

même si actuellement leur prise en compte n'est pas aisée (Cairns, 1986).

De surcroît, selon le point de vue et l'approche adoptés (individualisme/réductionnisme, organicisme/holisme)⁶, la prédiction se révèle possible ou pas. Dans le premier cas, des propriétés collectives peuvent être calculées ou prédites directement à partir des propriétés individuelles des membres de la collectivité. Dans le second, selon la théorie de la hiérarchie⁷, l'existence de propriétés émergentes caractéristiques à chaque niveau rend utopique tout projet de reconstruction de systèmes écologiques (Simberloff, 1990).

De toute manière, dans la majorité des cas, l'indisponibilité ou la nature incomplète des données de base (diversité, densité, caractéristiques physiques) accroît la difficulté de monter un programme de restauration, qu'il s'agisse de rétablir la diversité maximale en espèces et en habitats d'une communauté ou le fonctionnement d'un système donné. Or, la compréhension des interactions biologiques entre composants du système (importance des réseaux trophiques, des espèces-clés), éléments de base de l'écologie des communautés (Pimm, 1991), fait encore défaut. Selon Gilpin (1987a, b), il est strictement nécessaire au cours de l'assemblage de certains systèmes ou communautés de suivre une séquence définie d'intervention et d'introduction d'espèces comme cela a été démontré expérimentalement dans les mésocosmes marins. Pour que le système fonctionne, il faut atteindre une structure définie ou "intégrité structurelle". Ces résultats revêtent une grande importance lors de la conception des projets de restauration d'habitats pour des espèces rares.

Dans la majorité des cas, le choix porte donc sur des valeurs, c'est-à-dire la sélection de certains attributs bénéfiques pour l'homme. On aboutit alors à une réhabilitation.

UNE ÉVALUATION DÉLICATE

Outre les éléments déjà mentionnés restreignant les possibilités d'estimation des résultats des restaurations au niveau des communautés ou des écosystèmes, le carac-

tère équivoque des programmes de restauration tiendrait également à la manière dont le suivi est réalisé. Les critères restent trop souvent imprécis et sont appliqués dans des conditions (durée, méthode, critères) limites pour des bilans scientifiques.

Pour Cairns (1993b), l'écologie de la restauration dans sa dimension fondamentale serait vraiment trop jeune pour que des critères robustes de succès ou d'échecs 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 sont plus limités et circonscrits, les critères de succès pouvant de plus être fondés sur des caractéristiques relativement simples.

Pourtant, la définition des critères visant à définir et estimer le degré de récupération en fonction des caractéristiques prédites conditionne la portée et le rôle de l'écologie de la restauration. Dans cet esprit, des propositions de paramètres à suivre pour analyser la réussite ou l'échec des programmes ont été faites par Cairns et Pratt (1992), Cairns (1993b) ou par Aronson *et al.* (1993, a,b). En effet, si la composition spécifique peut changer au cours des processus de succession naturelle, les attributs structurels et fonctionnels devraient par contre varier dans des limites prévisibles (état nominatif d'Odum *et al.*, 1979). Les critères doivent être explicites et adaptés aux conditions écologiques visées. Parfois, on se retrouve avec un écosystème alternatif non prévu qui se développe et semble avoir des attributs structurels et fonctionnels bien intégrés au paysage écologique environnant. En toutes circonstances, l'acceptation de cet ensemble alternatif d'attributs mérite d'être justifiée.

Selon Cairns (1993b), la sélection du pas de temps du suivi reste arbitraire. Au minimum, elle devrait être adaptée aux objectifs et fondée sur des paramètres biologiques. Parmi ces critères de performance et d'échec, il est nécessaire d'inclure le mauvais contrôle

des perturbations, le décalage des attributs structurels et fonctionnels obtenus et les effets positifs et négatifs à l'échelle du paysage.

En plus des aspects scientifiques, il est urgent de disposer de normes de réussite ou d'échec du point de vue de la conservation de la nature. En effet, des contre-exemples existent, tel celui que fournit Diamond (1987) montrant une diversité en oiseaux moins élevée dans une zone restaurée comparativement à un site abandonné voisin.

LIMITES DE L'EXPÉRIMENTATION

Classiquement, dans les programmes expérimentaux, l'accent est mis sur le contrôle et la "réplication" des expériences pour garantir l'interprétation des patrons observés. Ces conditions deviennent draconiennes quand les objets de recherche, ici les systèmes écologiques, se caractérisent par leur extrême variabilité à tous les niveaux d'organisation, et par une quasi impossibilité à les isoler, une de leurs particularités majeures étant l'importance des interactions entre leurs éléments constitutifs. Il n'est alors pas étonnant de constater que de nombreuses confusions entre approches corrélatives, comparatives et expérimentales, se retrouvent dans la littérature écologique. Elles proviennent pour l'essentiel du fait qu'au départ, l'écologie était une science influencée plus directement par des concepts que par des expérimentations réelles. Mais, comment répliquer (ce qui ne signifie pas forcément reproduire à l'identique) des expériences avec des objets de recherche de cette nature ? De plus, les expérimentations à vaste échelle posent le problème de notre capacité de traiter statistiquement la masse de données collectées.

Un autre domaine directement en relation avec la démarche expérimentale ne doit pas être négligé compte tenu de ses conséquences au plan scientifique. Il s'agit des risques d'erreurs involontaires liés à une mauvaise application des règles de base de ce type d'exercice. Hurlbert (1984) les présente comme suit : (1) formulation de l'hypothèse ; (2) structuration de l'expérimentation ; (3) définition d'un protocole pré-

cis d'exécution ; (4) choix du traitement statistique approprié ; (5) prise en considération des limites de l'interprétation. En effet, des inexactitudes dans ce processus peuvent conduire à confondre "réplifications" et "pseudoréplifications".

Dans ce contexte, les retombées attendues des comparaisons et généralisations en restauration risquent fort d'être très limitées pour plusieurs raisons.

Chaque écosystème résultant d'une séquence unique d'événements climatologiques et biologiques, la restauration totale reste peu probable même dans les circonstances les plus favorables (Cairns, 1991). En conséquence, les projets de restauration correspondent davantage à une "reconstruction", ou amélioration approximative de certains paramètres de l'écosystème endommagé par un ajustement de l'environnement physique et une gestion biologique.

De plus, les difficultés de prédiction seraient renforcées avec l'application des modèles développés en biologie des populations dans le cadre de la théorie du chaos. Si la majorité des chercheurs préfère l'ignorer en la considérant comme un artefact, selon Schaffer et Kot (1986), elle représente pourtant une véritable révolution intellectuelle remettant en cause le cadre conceptuel de l'écologie contemporaine. Malgré les débats sur la pertinence des modèles et la valeur des tests, leurs implications pour la restauration sont potentiellement énormes (Simberloff, 1990). En admettant, comme le prévoit cette théorie, que même une légère différence dans les conditions initiales peut produire des communautés ou écosystèmes divergents, nous nous retrouvons dans l'impossibilité de mener des vérifications expérimentales.

Par ailleurs, Bradshaw (1987a) évoque deux raisons de penser que la restauration écologique ne représente pas le test critique absolu de l'écologie. Tout d'abord, si la réfutation des hypothèses joue un rôle capital dans la logique de la découverte scientifique, cela revient en écologie de la restauration à donner la prédominance aux échecs. Ensuite, le matériel traité en écolo-

6. Schématiquement, les communautés sont conçues soit comme constituées d'une collection de populations à un endroit et à un moment donnés à analyser individuellement, soit comme faites de super-organismes aux populations étroitement liées à étudier globalement.

7. Selon la théorie de la hiérarchie, l'écosystème est plus que la somme de ses parties et de leurs interactions. Ainsi, les caractéristiques des niveaux supérieurs ne peuvent être prédites à partir de la connaissance des niveaux inférieurs (Allen et Starr, 1982 ; O'Neill et al., 1986 ; Jorgensen, 1992).

gie se caractérise par une capacité à "s'auto-réparer" avec le temps. Ces propriétés ayant un effet sur les résultats observés, la valeur du test s'en trouve réduite d'autant. Pour tenter de répondre à cette objection, la solution serait de se doter d'un critère de taux de réussite appliqué à des durées courtes, l'auto-restauration étant naturellement lente.

L'écologie de la restauration ne pouvant trouver sa pleine légitimité que par l'expérimentation et la réplication, Simberloff (1990) préconise également l'application stricte de méthodes de suivi à partir de critères d'évaluation pré- et post-restauration. Cependant, comme nous l'avons vu, différentes options fondamentales peuvent être prises (Hoekstra *et al.*, 1991), chacune ayant des conséquences capitales vis-à-vis de la possibilité d'attribuer un label scientifique à l'écologie de la restauration.

Plus généralement, Berryman *et al.* (1992) pensent que l'écologie, critiquée pour ses concepts et préoccupations flous, doit être unifiée, simplifiée et formalisée avant que l'ingénierie écologique ne devienne une réalité. Il faut passer des démarches descriptives et explicatives aux approches prédictives. Les écologues de l'ingénierie devraient avoir l'humilité de demander l'aide d'autres experts pour traiter les problèmes hors de leurs compétences, par exemple ceux liés aux théories des systèmes, du contrôle ou des dynamiques non-linéaires.

En résumé, pour lever ces réticences vis-à-vis d'une écologie de la restauration, les programmes de restauration gagneraient à être conçus comme de véritables expérimentations avec toutes les contraintes liées à ce type d'exercice.

DES QUESTIONS À TIROIRS, DES INCERTITUDES STIMULANTES

Nous l'avons constaté, certains points vivement débattus au sein de la communauté scientifique des écologues ont des implications importantes en restauration. Schématiquement, remplir les différentes étapes d'un programme de restauration oblige à faire appel à tout un ensemble de principes

et théories allant de l'écologie systémique à la génétique, et à intégrer les avancées conceptuelles en biologie de la conservation. Si on décide d'intervenir au niveau des populations, il est alors nécessaire d'utiliser les concepts et théories de la biologie de populations, de la génétique et de l'éthologie pour cerner l'effectif minimum viable (PMV) ou la superficie minimum viable (SMV). À l'autre extrême, la restauration d'une mosaïque de milieux oblige à employer les méthodes et principes de l'écologie du paysage.

À titre indicatif, nous avons sélectionné certaines notions au cœur des préoccupations en conservation des espèces et des communautés, et brièvement évoqué des problèmes liés aux échelles ou à la prise en compte du contexte biogéographique régional ou continental.

Les concepts clés

Au plan théorique, il semble capital de structurer le contenu de notions utilisées au cours des opérations de restauration de communautés ou de systèmes. Certaines d'entre elles ont été présentées et discutées plus en détails par d'autres auteurs (Le Floc'h et Aronson, 1995 ; Barbault, 1995 ; Blondel, 1995). Il s'agit de :

- l'autocapacité de récupération des communautés et écosystèmes ;
- leur intégrité, certains auteurs parlent de leur "état de santé" ;
- leur stabilité, leur résilience, leur variabilité ou leur persistance.

De même, il serait utile de préciser le rôle :

- des perturbations ;
- des phénomènes co-évolutifs (compétition, prédation, mutualisme, etc.), facteurs critiques pour les réintroductions ou éradications d'espèces ;
- de la facilitation, de la tolérance ou de l'inhibition dans les successions ;
- des espèces clés ;
- de la dispersion et de la colonisation naturelle, le rôle des zones sources ou puits d'espèces natives ;
- des barrières ou des corridors.

Actuellement, les programmes de restauration correspondent à une des rares occasions de progresser sur ces divers concepts et processus.

L'échelle spatio-temporelle pertinente

Des principes issus de l'écologie du paysage et de la théorie de la hiérarchie devraient fournir des outils permettant de résoudre une partie des questions relatives à l'échelle appropriée d'intervention (population, communauté, écosystème, paysage,...), car ils présentent l'intérêt d'intégrer les causes et contraintes liées aux problèmes environnementaux (Lefeuvre et Barnaud, 1988). La nécessité de ne plus traiter les situations de manière isolée, de prendre en compte, outre le contexte biogéographique régional ou continental, la dimension paysagère, est maintenant reconnue. Il s'agit de s'intéresser aux processus s'ajustant dans le système concerné sans se focaliser sur un quelconque système primitif idéal.

De plus, si on admet que les perturbations agissent sur des taches se trouvant à des stades divers et que la nature du paysage (matrice) influe sur les effets des perturbations, il faut logiquement positionner les actions dans un contexte paysager. Comprendre le caractère réversible ou irréversible des dynamiques peut d'ailleurs fournir une base pour prédire l'efficacité des différentes options en restauration et la probabilité de récupération d'un écosystème.

Les moyens d'intégrer ces phénomènes font l'objet de synthèses récentes et contradictoires, entre autres sur les effets de la fragmentation des systèmes, le rôle des corridors et des réseaux (Saunders *et al.*, 1987, 1993 ; Saunders et Hobbs, 1991). De plus en plus, on s'oriente vers des programmes de restauration conçus sur de vastes zones, ce qui devrait rendre les projets plus efficaces et moins coûteux (Harris et Scheck, 1991 ; Hobbs *et al.*, 1993).

À ce titre, Mitsch (1993) précise que l'écosystème restauré ou créé doit se développer par lui-même indéfiniment, l'intervention humaine devant être minime. Si cet objectif n'est pas atteint, cela signifie

que l'ingénieur n'a pas ménagé des interfaces correctes entre l'écosystème et son environnement ou n'a pas permis le déroulement des processus naturels (succession, compétition). Mais ceci pose à nouveau la question du choix du système de référence "auto-suffisant" qui, en Europe, ne s'impose pas d'autorité.

Dans ce contexte, il semble capital de ne pas négliger les biais liés au niveau de mesure des objets d'études (paysage, écosystème, communauté). Ils proviennent à la fois de l'existence d'un continuum des différents niveaux d'organisation impliqués dans les dynamiques et des interactions entre l'observateur et le système analysé (Kelly et Harwell, 1990).

Cette liste plus que partielle d'arguments et d'interrogations théoriques et pratiques, d'autres auteurs préférant mettre l'accent sur l'importance des facteurs physiques, montre une certaine précarité des actions en cours sans pour autant remettre en cause leur bien-fondé. Ces expériences sont riches d'enseignements même si elles se sont déroulées dans des conjonctures particulières. Les programmes de restauration constituent alors un moyen privilégié d'analyser la complexité des systèmes écologiques tout en permettant de jeter des ponts entre les approches holistiques et réductionnistes (Allen et Hoekstra, 1987).

FACE AUX URGENCES : DES EXIGENCES SCIENTIFIQUES ET ÉTHIQUES

La suppression des "services rendus" par les milieux détruits a un coût direct pour la société et les demandes d'intervention se font de plus en plus pressantes. On court alors le risque de voir des écologues répondre au coup par coup en participant à des opérations de sauvetage strictement techniques. L'un des moyens d'atténuer cette dérive consisterait à arrimer solidement les progrès enregistrés sur le terrain avec les avancées théoriques, c'est-à-dire d'assurer un lien réel entre recherches appliquées et fondamentales, objectif qui reste trop souvent au stade de vœu pieu. Dans ce cas, il semble

nécessaire d'évacuer le discours des militants environnementalistes pour qui les opérations de restauration sont fondées sur l'intuition, l'expérience individuelle, sans possibilité de transfert des acquis, en intégrant les connaissances et la logique scientifiques garants d'une analyse correcte de la situation et d'une innovation dans les réponses apportées (Bradshaw, 1993).

En effet, l'avenir de l'écologie de la restauration dépend largement de la capacité conjointe des chercheurs et des responsables de programmes de terrain à expliciter leurs buts vis-à-vis des différents partenaires et à reconnaître la valeur de leurs activités respectives. Cette collaboration à avantages réciproques recouvre un approfondissement des notions fondamentales utiles aux projets de restauration et une contribution des expériences de terrain à l'expérimentation écologique. Chacun doit y mettre du sien. Les chercheurs ont tout intérêt à intégrer la dimension directement appliquée des interventions, la qualité des résultats primant alors sur celle du raisonnement lors des évaluations. Les praticiens, de leur côté, ont à accepter les contraintes expérimentales et le choix d'une gamme de situations différentes permettant les interprétations scientifiques ultérieures et des réorientations de programmes.

Aujourd'hui, il faudrait dépasser les impératifs strictement financiers et techniques pour donner à la logique écologique toute sa place. Cependant, les lacunes scientifiques ne doivent pas servir d'excuse à l'inaction. Par contre, une fois détectées, elles pourraient infléchir la programmation scientifique. À ce propos, Cairns (1991) insiste sur la disproportion flagrante en faveur des recherches traitant des interactions spécifiques au détriment de celles intégrant l'influence du climat, du sol, de l'eau et de l'air, si essentielles en écologie de la restauration. Un des handicaps majeurs au développement de l'écologie de la restauration réside sans doute dans cette difficulté à prendre en compte les priorités de recherche issues des travaux de terrain et inversement à transférer les acquis fondamentaux. Toutefois, Bradshaw (1993) pense que les

écologues de la restauration progresseraient s'ils tenaient compte des résultats et des principes généraux issus de travaux antérieurs, le corollaire étant le devoir de publier afin de forger un noyau évolutif des connaissances. Mais comme le souligne Janzen (1986) au sujet de la détermination des réserves de nature, il faut à un moment donné savoir reprendre sa liberté d'initiative pour innover en identifiant de nouvelles questions.

Plus généralement, il semble souhaitable de ne pas juger les projets *a priori*, de ne pas dénigrer les "petits" programmes quand les actions aux échelles plus vastes se révèlent impossibles. Ces sites restaurés ponctuellement peuvent avoir localement un rôle important de réserve génétique ou de zone "source" d'espèces. De surcroît, 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 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).

Toutefois, d'un point de vue éthique, les protecteurs de la nature considèrent un système reconstruit comme un ersatz, un habitat de remplacement ou un biotope de "seconde main". Au sujet du rôle des corridors en conservation de la nature et de leur éventuelle restauration, Soulé et Gilpin (1991) remarquent que ces structures correspondent à « des bandages posés sur un paysage blessé, et servent dans le meilleur des cas juste à compenser les activités humaines dénaturantes ».

Il faut également avoir à l'esprit que certains projets de sauvegarde d'espèces symboliques "phares" frôlent parfois l'acharnement thérapeutique et mettent en péril d'autres attributs écologiques. Dans une optique de conservation de la biodiversité à tout prix, quelques auteurs vont encore plus loin en prônant une "écologie de la recom-

binaison" (*recombinant ecology* ou *mixoe-cology*) pour contrecarrer les pertes drastiques de biodiversité (Soulé, 1990). Partant du principe que les aires de répartition des espèces sont intrinsèquement dynamiques et ont été complètement modifiées par les introductions, les invasions facilitées par l'augmentation des échanges commerciaux et la levée des barrières géographiques à l'échelon mondial, il n'est donc plus possible de défendre des *status quo ante* (Westman, 1990). Pourquoi ne pas choisir alors de construire délibérément des communautés riches, composées d'espèces menacées, en des lieux sûrs tout en tenant compte des changements climatiques globaux ?

Sans compter le coût de ces prouesses techniques, rarement intégré au départ dans les projets d'aménagement, les arguments doivent être maniés avec précaution car ils peuvent être détournés (Buckley, 1989). S'il est possible de réparer les erreurs commises, de reconstruire des systèmes disparus, pourquoi se limiter ? Forts des diverses possibilités de manipuler les flores et faunes, de transplanter des systèmes écologiques ou de créer l'équivalent de zoos ou d'arboretums en nature, les aménageurs pourraient poursuivre les destructions la conscience tranquille. L'application des mesures de compensation (*mitigation measures*) dans le cadre des études d'impact aux États-Unis a mis en évidence les dangers de ce type de politique. Ne sont pris en compte que les grands ensembles significatifs par leur taille au détriment des écosystèmes tout aussi importants de taille réduite ou de moindre "notoriété".

Le danger peut également venir de la communauté scientifique. Si Berger (1990) parle de responsabilité morale vis-à-vis des générations futures, obligeant à agir dès maintenant, Diamond (1987) invoque par contre l'occasion quasi unique d'expérimenter sous conditions contrôlées et considère l'intervention du chercheur dans un programme de restauration comme n'étant pas immorale ou illégale. Pimm (1991), par exemple, explique en détail l'utilité des expériences d'éradication ou d'introduction

comme moyen de comprendre les structures trophiques. Pourtant, ce type d'intervention est souvent très mal perçu par le public malgré toutes les justifications scientifiques. D'autre part, Cairns (1993b) met en avant l'opportunité inégalée d'initiations académiques représentée par ces travaux.

En dernière analyse, les acquis de l'écologie de la restauration ne doivent en aucune mesure servir d'excuse aux destructions ni se substituer à la préservation des systèmes et des communautés naturelles ou semi-naturelles. Les programmes de réhabilitation, par essence curatifs et effectués dans l'urgence, ont néanmoins leur place dans une stratégie globale de conservation conçue à partir de toute la gamme des outils disponibles ou à inventer pour faire face à la crise que traverse la nature actuellement.

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre du programme IFRTIP n°276 "Restauration des îles de l'archipel de Kerguelen" et du GDR 1069 "Écosystèmes polaires et anthropisation". Je tiens à remercier J.-L. Chapuis et J. Lecomte pour leurs commentaires. ■

Références

- Aber J.D. et Jordan W.R. (1985). Restoration ecology : an environmental middle ground, *BioScience*, 35, 399.
- Allen T.F.H. et Hoekstra T.W. (1987). Problems of scaling in restoration ecology : a practical application, 289-299, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Allen T.F.H. et Starr T.B. (1982). *Hierarchy. Perspectives for ecological complexity*, Chicago, University of Chicago Press.
- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C. et Pontanier R. (1993a). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south, *Restoration Ecology*, 1, 8-17.
- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C. et Pontanier R. (1993b). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. II Case studies in southern Tunisia, central, Chile and northern Cameroon, *Restoration Ecology*, 1, 168-185.
- Atkinson I.A.E. (1988). Presidential address : opportunities for ecological restoration, *New Zealand J. of Ecology*, 11, 1-12.
- Atkinson D. et Willows R.J. (1990). Human impact on European ecosystems, *Tree*, 5, 73-74.
- Barbault R. (1995). Le concept d'espèce clé de voûte en écologie de la restauration : clé ... ou impasse ? *Natures, Sciences, Sociétés*, cet ouvrage.
- Barret P. (ed.) (1994). *Territoires dégradés, quelles solutions ?* Paris, Fondation de France - ministère de l'Environnement - Ministère de l'Agriculture et de la Forêt.
- Berger J.J. (1985). *Restoring the earth: How Americans are*

working to restore our damaged environment, New York, Alfred Knopf, Inc/Doubleday & Co.

Berger J.J. (ed.) (1990). *Environmental restoration. Science and strategies for restoring the Earth*, Washington, D.C.- Covelo, California, Island Press.

Berryman A.A., Valentil M.A., Harris M.J. et Fulton D.C. (1992). Ecological engineering - An idea whose time has come ? *Tree*, 7, 268-270.

Blondel J. (1995). Du théorique au concret : la biologie de la conservation, *Natures, Sciences, Sociétés*, cet ouvrage.

Bradshaw A.D. (1977). Conservation problems in the future, *Proc. R. Soc. London*, 197, 77-96.

Bradshaw A.D. (1983). The reconstruction of ecosystems, *J. Appl. Ecol.*, 20, 1-17.

Bradshaw A.D. (1984). Ecological principles and land reclamation practice, *Landscape Planning*, 11, 35-48.

Bradshaw A.D. (1987a). Restoration : an acid test for ecology, 23-29, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Bradshaw A.D. (1987b). The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems, 53-74, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Bradshaw A.D. (1989). Management problems arising from successional processes, 68-78, in Buckley G.P. (ed.), *Biological habitat reconstruction*, London, Belhaven Press.

Bradshaw A.D. (1993). Restoration ecology as a science, *Restoration Ecology*, 1, 71 - 73.

Bradshaw A.D. et Chadwick M.J. (1980). *The restoration of land*, Oxford, Blackwell Scientific Publications.

Bruns D. (1988). Restoration and management of ecosystems for nature conservation in West Germany, 164-186, in Cairns J. (ed.), *Rehabilitating damaged ecosystems*, Boca Raton, Florida, CRC Press. Inc.

Buckley G.P. (ed.) (1989). *Biological habitat reconstruction*, London, Belhaven Press.

Cairns J. JR. (ed.) (1980). *The recovery process in damaged ecosystems*, Ann Arbor, Michigan, Ann Arbor Science Publishers.

Cairns J. JR. (1986). Restoration, reclamation, and regeneration of degraded or destroyed ecosystems, 465-484, in Soule M.E. (ed.), *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*, Sunderland, Mass, Sinauer Associates, INC. Publishers.

Cairns J. (1987). Disturbed ecosystems as opportunities for research in restoration ecology, 309-320, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Cairns J. JR. (ed.) (1988a). *Rehabilitating damaged ecosystems. Volume I et II*, Boca Raton, Florida, CRC Press. Inc.

Cairns J. JR. (1988b). Restoration ecology : the new frontier, 2-11, in Cairns J. (ed.), *Rehabilitating damaged ecosystems*, Boca Raton, Florida, CRC Press. Inc.

Cairns J. JR. (1988c). Increasing diversity by restoring damaged ecosystems, 333-343, in Wilson E.O. et Peter F.M. (eds), *Biodiversity*, Washington, National Academy Press.

Cairns J. (1991). The status of the theoretical and applied science of restoration ecology, *The Environmental Professional*, 13, 186-194.

Cairns J. (1993b). Ecological restoration : replenishing our national and global ecological capital, 193-208, in Saunders D.A., Hobbs J. and Ehrlich P. (eds), *Nature Conservation 3 : Reconstruction of fragmented ecosystems*, Surrey Beatty and Sons Publ.

Cairns J. Jr., Dickson K.L., et Herricks E.E. (eds) (1977). *Recovery and restoration of damaged ecosystems*, Charlottesville, Virginia, University of Virginia Press.

Cairns J. et Pratt J.R. (1992). Restoring ecosystem health and

integrity during a human population increase to ten billion, *J. Aquatic Ecosystem Health*, 1, 59-68.

Chapuis J.L., Barnaud G., Bioret F., Lebouvier M. et Pascal M. (1995). L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises, *Natures, Sciences, Sociétés*, cet ouvrage.

Cottam G. (1987). Community dynamics on an artificial prairie, 257-270, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Décamps H., Fournier F., Naiman R.J. et Petersen R.C. (1990). An international research effort on land/inland water ecotones in landscape management and restoration, *Ambio*, 19, 175-176.

Diamond J. (1987). Reflections on goals and on the relationship between theory and practice, 329-336, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Diamond J. (1989). Overview of recent extinctions, 37-41, in Western D. et Pearl M.C. (eds), *Conservation for the twenty-first century*, Oxford, Oxford University Press.

Ewel J.J. (1987). Restoration is the ultimate test of ecological theory, 31-33, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Finlayson C.M. et Larsson T. (eds) (1991). *Wetland management and restoration*, Proc. Workshop, Sweden 1990, Swedish Environmental Agency Report.

Frochot B. et Godreau V. (1995). Intérêt écologique des carrières, terrils et mines, *Natures, Sciences, Sociétés*, cet ouvrage.

Gilpin M.E. (1987a). Experimental community assembly : competition, community structure and the order of species introductions, 151-161, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Gilpin M. (1987b). Minimum viable populations : a restoration ecology perspective, 301-305, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Gophen M. (1990). Biomanipulation : retrospective and future development, *Hydrobiologia*, 200/201, 1-11.

Gunn (A.S. (1991). The restoration of species and natural environments, *Environmental Ethics*, 13, 291-310.

Harker D., Evans S., Evans M. et Harker K. (1992). *Landscape restoration handbook*, Boca Raton, Florida, Lewis Publishers.

Harper J.L. (1987). The heuristic value of ecological restoration, 35-45, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Harris L.D. et Scheck J. (1991). From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity, 189-220, in Saunders D.A. et Hobb R.J. (eds) (1991), *Nature conservation 2 : The role of corridors*, Norton, Surrey Beatty and Sons Publ.

Henry C. et Toutain J.C. (eds) (1986). *Milieux naturels, illustration de quelques réussites*, Paris, CNRS-piren, École Polytechnique.

Hertzman T. et Larsson T. (1991). Lake Hornborga-a case study, 154-160, in Finlayson C.M. et Larsson, T. (eds), *Wetland management and restoration*, Proc. Workshop, Sweden 1990, Swedish Environmental Protection Agency Report.

Hobbs R.J., Saunders D.A. et Arnold W. (1993). Integrated landscape ecology : a western Australian perspective, *Biol. Conserv.*, 64, 231-238.

Hoekstra T.W., Allen T.F.H. et Flather C.H. (1991). Implicit scaling in ecological research. *BioScience*, 41, 148-154.

Holgate M.W. et Woodman M.J. (eds) (1978). *The breakdown and restoration of ecosystems*, New York, Plenum.

Hurlbert S.H. (1984). Pseudoreplication and the design of eco-

logical field experiments, *Ecol. Monographs*, 54, 187-211.

Janzen D.H. (1986). The eternal external threat, 286-303, in Soule, M.E. (ed.), *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*, Sunderland, Mass, Sinauer Associates, INC, Publishers.

Janzen D.H. (1988). Guanacaste National Park : tropical ecological and biocultural restoration, 145-192, in Cairns J. (ed.), *Rehabilitating damaged ecosystems*, Boca Raton, Florida, CRC Press, Inc.

Jordan W.R. (1988a). Restoration ecology : a synthetic approach to ecological research, 13-21, in Cairns J. (ed.), *Rehabilitating damaged ecosystems*, Boca Raton, Florida, CRC Press, Inc.

Jordan W.R. (1988b). Ecological restoration. Reflections on a half-century of experience at the University of Wisconsin-Madison Arboretum, 311-316, in Wilson E.O. et Peter F.M. (eds), *Biodiversity*, Washington, National Academy Press.

Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds) (1987a). *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (1987b). Restoration ecology : ecological restoration as a technique for basic research, 3-21, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Jordan W.R., Peters R.L. et Allen E.B. (1988). Ecological restoration as a strategy for conserving biological diversity, *Environ. Manag.*, 12, 55-72.

Jordan W.R. et Packard S. (1989). Just a few oddball species : restoration practice and ecological theory, 18-26, in G.P. Buckley (ed.), *Biological habitat reconstruction*, London and New York, Belhaven Press.

Jorgensen S.E. (1992). *Integration of ecosystem theories : a pattern*, Klumer Academic Publishers.

Kelly J.R. et Harwell M.A. (1990). Indicators of ecosystem recovery, *Environmental management*, 14, 527-545.

Kusler J.A. et Kentula M.E. (eds) (1990). *Wetland creation and restoration : the status of the science*, Whashington, D.C., Island Press.

Larsson T. (1988). Restoration of Hornborga Lake, Sweden, *Ambio*, 17, 90-98.

Le Floch E. et Aronson J. (1995). *Ecologie de la restauration : réponses des écosystèmes à la dégradation et à la fragmentation des paysages. Concepts, vocabulaire et applications*, Natures, Sciences, Sociétés, cet ouvrage.

Lefeuve J.C. et Barnaud G. (1988). Ecologie du paysage : mythe ou réalité ? *Bull. Ecol.*, 19, 493 - 522.

Lewis R.R. III (ed.) (1982). *Creation and restoration of coastal plant communities*, Boca Raton, Florida, CRC Press.

Lubchenco J., Olson A.M., Brubaker L.B., Carpenter S.R. et al. (1991). The sustainable biosphere initiative : an ecological research agenda, *Ecology*, 72, 371-412.

Lubchenco J. et Real L.A. (1991). Experimental manipulations in lab and field systems. manipulative experiments as tests of ecological theory, 715-733, in Real L.A. et Brown J.H. (eds), *Foundations of ecology. Classic papers with commentaries*, The University of Chicago Press, Chicago.

Mitsch W.J. (1993). Ecological engineering. A cooperative role with the planetary life-support system, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 438-445.

Mitsch W.J. et Jorgensen S.E. (eds) (1989). *Ecological engineering : an introduction to ecotechnology*, New York, Wiley.

Mitsch W., Yan, J. et Cronk J.K. (1993). Ecological engineering-contrasting experiences in China with the West, *Ecol. Engineering*, 2, 177-191.

National Research Council (1992). *Restoration of aquatic ecosystems. Science, technology and public policy*, Committee on restoration of aquatic ecosystems, Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment and Resources, National Research Council, Washington, D.C., National Academy Press.

Nelson M., Burgess T.L., Alling A., Alvarez-Rome N., Dempster W.F. et Walford (1993). Using a closed ecological system to study earth's biosphere, *BioScience*, 43, 225-237.

Newbold C. (1989). Semi-natural habitats or habitat re-creation : conflict or partnership ? 9-17, in Buckley G.P. (ed.), *Biological habitat reconstruction*, London, Belhaven Press.

Noss R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach, *Conserv. Biol.*, 4, 355-364.

O'Neill R.V., De Angelis D.L., Waide J.B. et Allen T.F.H. (1986). *A hierarchical concept of ecosystems*, Princeton, Princeton University Press.

Odum E.P., Finn J.T. et Frantz E.H. (1979). Perturbation theory and the subsidy-stress gradient, *BioScience*, 29, 349-352.

O.N.C. (1994). *Restauration et gestion des zones humides. Séminaire international Marais Vernier*, 2-5 novembre 1992, Château de St Thurien. B.M. O.N.C., 189, 1-64.

Ovington J.D. (1982). Changes and developments in the science of ecology. Commission on ecology. Report to the 15th iucn General Assembly, Christchurch, October, 1981, *The Environmentalist*, 2, 171-177.

Pickett S.T.A. et White P.S. (1985). Patch dynamics : a synthesis, 371-383, in Pickett S.T.A. et White P.S. (eds), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, London, Academic Press London.

Pigott C.D. (1977). The scientific basis of practical conservation: aims and methods of conservation, *Proc. Zool. Soc. Lond.*, 197, 59 - 68.

Pimm S.L. (1991). *The balance of nature ? Ecological issues in the conservation of species and communities*, Chicago, University of Chicago Press.

Pimm S.L. et Gilpin M.E. (1989). Theoretical issues in conservation biology, 287-305, in Rougharden J. et al. (eds), *Perspectives in Ecological Theory*, Princeton, Princeton University Press.

Rosenzweig M.L. (1987). Restoration ecology : a tool to study population interactions ? 189-203, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Saunders D.A., Arnold G.W., Burbidge A.A. et Hopkins A.J. (eds) (1987). *Nature conservation 1 : The role of remnants of native vegetation*, Norton, Surrey Beatty and Sons Publ.

Saunders D.A. et Hobbs R.J. (eds) (1991). *Nature conservation 2 : The role of corridors*, Norton, Surrey Beatty and Sons Publ.

Saunders D.A., Hobbs R.J. et Ehrlich P.R. (eds) (1993). *Nature conservation 3 : Reconstruction of fragmented ecosystems*, Norton, Surrey Beatty and Sons Publ.

Schaffer W.M. et Kot M. (1986). Chaos in ecological systems : the coals that Newcastle forgot, *Tree*, 1, 58-63.

Schiechl H. (1980). *Bioengineering for land reclamation and conservation*, Edmonton, University of Alberta Press.

Shafer C.L. (1990). *Nature reserves. Island theory and conservation practice*, Washington, Smithsonian Institution.

Simberloff D. (1990). Reconstructing the ambiguous: can island ecosystems be restored, 22-36, in Towns D.R., Daugherty C.H. et Atkinson A.E. (eds), *Ecological restoration of New Zealand Islands*, Conservation Sciences Publication, n°2.

Solbrig O.T. (ed.) (1991). *From genes to ecosystems : a research agenda for biodiversity*, Report of a iubs-scope-Unesco workshop 1991 Harvard, Cambridge, Mass : iubs.

Soulé M.E. (1989). Conservation biology in the twenty-first century : summary and outlook, 297 - 303, in Western D. et Pearl M.C. (eds), *Conservation for the twenty-first century*, Oxford, Oxford University Press.

Soulé M.E. (1990). The onslaught of alien species, and other challenges in the coming decades, *Conserv. Biol.*, 4, 233-239.

Soulé M.E. et Kohn K.A. (1989). *Research priorities for conservation biology*, The Society for Conservation Biology, Island Press Critical issues Series.

Soulé M.E. et Gilpin M.E. (1991). The theory of wildlife corridor capability, 3-8, in Saunders D.A. et R.J. Hobb (eds) (1991), *Nature conservation 2 : The role of corridors*, Norton, Surrey Beatty and Sons Publ.

Towns D.R., Daugherty C.H. et Atkinson I.A.E. (eds.) (1990). *Ecological restoration of New Zealand Islands*, Conservation Sciences Publication, n°2.

Turner F. (1987). The self-effacing art : restoration as imitation of nature, 47-52, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Wali M.K. (ed.) (1992). *Environmental rehabilitation : preamble to sustainable development*, The Hague, SPB Academic Publishing.

Welch E.B. et Cooke G.D. (1987). Lakes, 109-129, in Jordan III W.R., Gilpin M.E. et Aber J.D. (eds), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press.

Western D., Pearl M.C., Pimm S.L., Walker B., Atkinson I et Woodruff D.S. (1989). An agenda for conservation action, 304-323, in Western D. et Pearl M.C. (eds), *Conservation for the twenty-first century*, Oxford, Oxford University Press.

Westman W.E. (1990). Managing for biodiversity : unresolved science and policy questions, *Bioscience*, 40 : 26-33.

Wulff F. et Niemi A. (1992). Priorities for the restoration of the Baltic Sea scientific perspective, *Ambio*, 21, 193-195.

ABSTRACT : At the interface of practice and theory : the restoration ecology

Since the beginning of the 70's, some engineers and nature conservationists have increased the experiments of ecosystems rehabilitation and creation to limit the disastrous effects of human activities characterized by a high ecological impact.

In its infancy, the scientists have neglected this field judged too "technical". The reversal of the situation dates from the 80's with the emergence of a new disciplinary trend called the restoration ecology, conceived as a way to connect the applied and basic scope of ecology. The

experimental nature of these programs was then emphasized.

Today, the debates between supporters and opponents of the restoration ecology are as intense as ever and deal with crucial concepts and principles in conservation biology : the key-species or perturbations roles, the relevant scale for the analysis and action, the methodology for the assessment and the monitoring, etc. These programs cause also some deontological problems dealing with the choice of the priorities and the reference systems, with the risk to be used as an alibi for destruction.