

ÉCOLOGIE DE LA RESTAURATION. DÉFINITION DE QUELQUES CONCEPTS DE BASE

ÉDOUARD LE FLOC'H, JAMES ARONSON

INTRODUCTION

Afin de mettre un terme à la dégradation et, si possible, de réparer les dommages causés à notre "environnement", un certain nombre de concepts d'interventions correctives ou palliatives sont apparus depuis deux siècles environ : réaménagement, revégétalisation, reconstitution, réclamation, etc.). Deux études récentes tracent cette histoire en Europe occidentale (Grove, 1992) et en France (Pincetl, 1995). De nombreux livres et comptes rendus ont rassemblé des expériences disparates et toujours plus nombreuses dans le domaine que nous appelons "l'écologie de la restauration et de la réhabilitation" (Dyksterhuis, 1949 ; Cairns *et al.*, 1977 ; Holdgate et Woodman, 1978 ; Cairns, 1980 ; Bradshaw, 1983 ; Allen, 1988 ; Jordan *et al.*, 1987 ; Brink *et al.*, 1988 ; Décamps, 1995).

Pas moins de quatre revues de langue anglaise sont aujourd'hui consacrées à ce domaine scientifique (*Restoration and Management Notes*, *Restoration Ecology*, *Ecological Engineering*, *Arid Soil Research and Rehabilitation*).

Il subsiste cependant un hiatus énorme entre le discours des théoriciens et la pratique de la restauration écologique par les gestionnaires. De plus, les termes et concepts usuels de la discipline sont utilisés, selon les auteurs et les circonstances, comme autant de synonymes ou de contraires (Egan, 1990 ; Simberloff, 1990 ; Cairns 1991 ; Sprugel 1991). Il nous paraît dès lors important de proposer une terminologie de base, si possible, applicable à toutes les situations, pour tous les écosystèmes terrestres et aquatiques, en zones tempérée et tropicale, dans les pays du "Sud" comme dans ceux du

Résumé en anglais p. 35

"Nord". Cette tâche nous paraît primordiale pour pouvoir aisément passer de la réflexion à l'expérimentation puis à l'évaluation méthodique des résultats expérimentaux.

Les problèmes environnementaux, qu'ils concernent les terres agricoles du Tiers Monde, la friche ou encore la sauvegarde de la biodiversité, doivent pouvoir recevoir des réponses cohérentes entre elles. La notion de "développement durable" ne doit pas être réservée au seul "Tiers Monde", elle s'applique aussi très bien aux pays riches tels que la France.

Après avoir défini un certain nombre des concepts de base, nous détaillerons les trois principales voies d'intervention proposées pour réparer les dommages de messages antérieurs et réorienter les trajectoires des écosystèmes concernés. Nous présenterons, à cette fin, un modèle général (figure 1), distinguant et situant la restauration, la réhabilitation et la réaffectation par rapport à la dégradation par intensification et/ou surexploitation des ressources, ou bien encore par extensification des activités humaines dans un espace donné.

Comme ce modèle et les considérations qui l'entourent ont déjà fait, ailleurs

RÉSUMÉ : Écologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base

Nous définissons quelques concepts de base pour l'écologie de la restauration et de la réhabilitation des écosystèmes dégradés : trajectoire d'écosystème, seuil d'irréversibilité, écosystème de référence, attributs vitaux de l'écosystème. Ensuite, les notions de fragmentation, réintégration, et rajeunissement sont abordées au niveau du paysage. Nous présentons également un modèle général intégrant les trois principales réponses à la dégradation des écosystèmes : la restauration, la réhabilitation et la réaffectation. Il est suggéré d'avoir recours à l'une des deux dernières voies quand un ou plusieurs seuils d'irréversibilité ont été dépassés lors de la dégradation et que la res-

tauration est considérée comme étant devenue impossible.

La restauration et la réhabilitation se distinguent de la réaffectation par le fait qu'elles suivent, au plus près possible, un modèle écologique autochtone. Dans certaines situations, les trois voies d'intervention peuvent être empruntées afin de parvenir à une gestion raisonnée impliquant que chaque activité (ou aménagement) soit limitée aux unités paysagères dont elle permet de respecter les contraintes inhérentes aux trajectoires d'écosystèmes. La gestion raisonnée doit également respecter la connexité spatiale et écologique entre les diverses unités d'un paysage.

* Auteur à qui doit être adressée la correspondance.

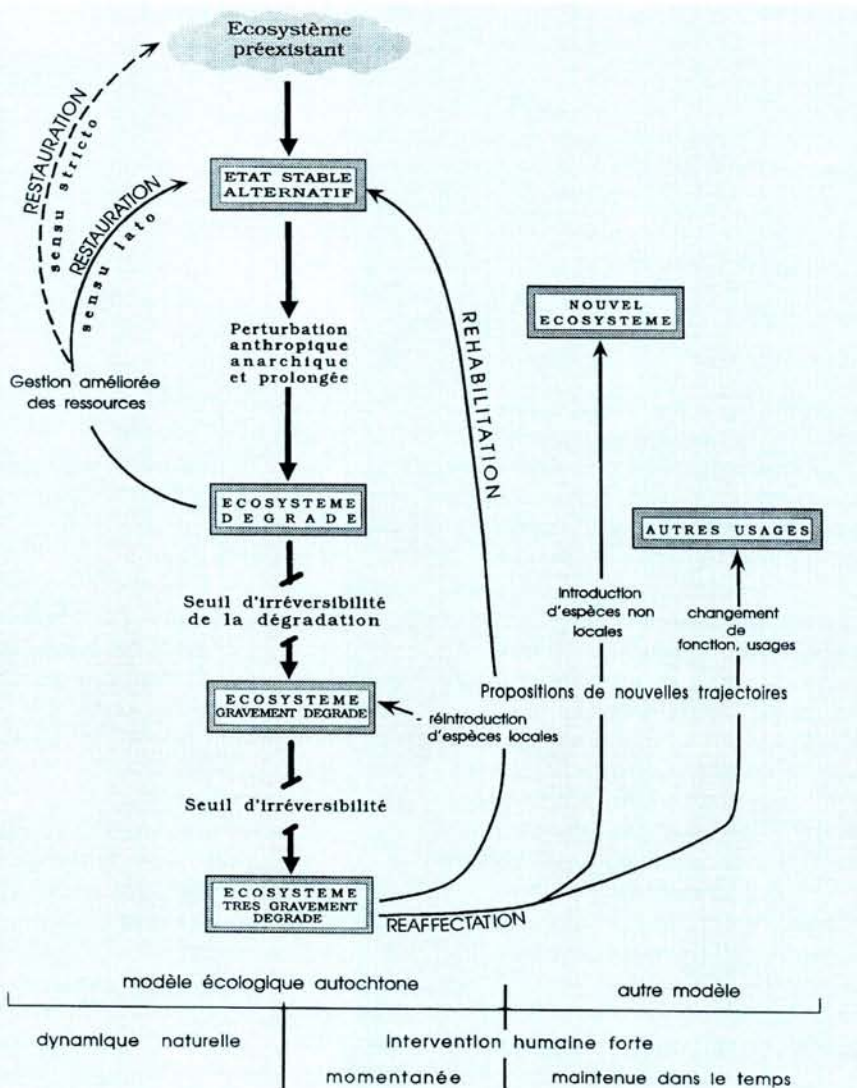


Figure 1 - Modèle général décrivant la dégradation des écosystèmes et les trois voies majeures envisagées pour y remédier (Source : Aronson *et al.*, 1993a, modifié).

(Aronson *et al.*, 1993a), l'objet d'une présentation détaillée et que trois études de cas ont illustré l'application de l'approche (Aronson *et al.*, 1993b), nous nous contentons ici d'une brève présentation partielle. En fin de texte, nous évoquons le besoin de réfléchir, d'expérimenter, et bien sûr d'agir, non seulement au niveau des écosystèmes, mais aussi à une échelle supérieure que nous considérons comme devant être celle du paysage.

DÉFINITIONS DE QUELQUES CONCEPTS DE BASE

Trajectoire d'écosystème

Le concept général de trajectoire d'un écosystème recouvre à la fois la succession "naturelle" d'un écosystème et tous les autres itinéraires que peut suivre cet écosystème sous les diverses pressions qui lui sont applicables.

La notion de "succession" au sens de Clements (1916), ainsi que ses corollaires, le "climax", et les associations végétales agissant comme "super-organismes" sont à ce jour considérées comme trop simplistes, linéaires et déterministes. On préfère aujourd'hui interpréter tout système écologique (géologique, géographique, etc.), quelle que soit l'échelle retenue, comme étant un système dynamique, complexe, parfois chaotique (Nicolis, 1987, 1991). Il nous paraît, dès lors, préférable d'employer le terme neutre de "trajectoire" afin d'éviter de laisser croire à la possibilité illusoire de parvenir à un état parfaitement stable et ne nécessitant plus aucune gestion.

Le terme "trajectoire" offre de plus, par rapport à "succession", l'avantage d'être mieux adapté au paradigme poppérien, à savoir que toute théorie, et toute hypothèse devrait s'affiner au point d'être testable, voire réfutable (Popper, 1991).

Écosystème de référence

Même si elle est en partie arbitraire il est souhaitable de disposer d'une norme pour décrire la cible et donc évaluer le succès relatif d'une opération de restauration, de réhabilitation ou de gestion raisonnée. Cette norme, nous la dénommons "écosystème de référence" (Aronson *et al.*, 1993a). Il est évident que dans aucune situation réelle (à l'opposé du virtuel modélisé) une même trajectoire d'écosystème ne sera pas suivie deux fois consécutivement. Il n'en demeure pas moins qu'un point de repère (référence) est essentiel lorsqu'on cherche à tester des théories et hypothèses concernant l'effet de telle ou telle intervention sur un écosystème. Même si le futur est pour une bonne part imprévisible, et qu'il n'existe pas qu'un seul écosystème légitime de référence, le choix d'une référence nous semble essentiel pour clarifier les objectifs à retenir et la méthodologie à suivre (Aronson *et al.*, 1995 ; Pickett et Parker, 1994).

Le choix raisonné d'une trajectoire future pour un écosystème donné implique de prendre en compte :

■ le stade de dégradation atteint par l'écosystème ;

■ les principales conséquences des mésusages qui en ont été faits ;

■ les éventuels usages qu'on aimerait faire dorénavant, y compris ceux qui visent à la protection de la "Nature". Il peut, par exemple, être envisagé soit de ramener au plus tôt l'écosystème sur sa trajectoire antérieure, à savoir celle de l'écosystème pré-existant à un moment donné de son histoire, soit de le placer sur une trajectoire partiellement différente mais conduisant cependant vers l'un des "états alternatifs stables", désigné comme "écosystème de référence" (figure 1). De fait, donc, plusieurs trajectoires peuvent conduire au même "état alternatif stable" cible.

Seuil d'irréversibilité

Le concept de "seuil", dans les changements environnementaux, est bien établi en écologie (Holling, 1973 ; May, 1977 ; Wissel, 1984 ; Grouzis, 1988). Même dans le cas de disparition de la cause de leur dégradation la plupart des écosystèmes ne peuvent revenir à un état antérieur, lorsqu'ils ont franchi, ne serait-ce qu'un de ces seuils, sauf en cas d'interventions volontairement réalisées pour corriger les changements qui ont conduit à ce franchissement. Il peut, par exemple, être nécessaire de reconstituer la banque de semences ou le stock de matière organique et de micro-organismes du sol afin de faciliter l'établissement des plantes et leur croissance. Ou encore il peut être indispensable de reconditionner les sols ou de réactiver leur fonctionnement hydrique (cf. étude de cas camerounais, Aronson *et al.* 1993b) lorsque la troncature des horizons supérieurs du sol, la sédimentation, la salinisation ou d'autres processus ont profondément modifié les couches superficielles du profil.

Attribut Vital de l'Écosystème (AVE)

Noble et Slayter (1980) ont défini plusieurs catégories d'attributs vitaux du cycle biologique d'une espèce, utiles pour l'évaluation de sa réponse à une perturbation

LES ATTRIBUTS VITAUX DE L'ÉCOSYSTÈME

Il est possible de présenter plusieurs classements des attributs que nous avons retenus selon qu'ils qualifient, par exemple plus particulièrement la structure ou le fonctionnement de l'écosystème. Ils sont présentés ici selon un ordre logique.

- 1) richesse floristique en espèces pérennes ;
- 2) richesse floristique en espèces annuelles ;
- 3) spectre biologique ;
- 4) diversités alpha et bêta des végétaux et des animaux ;
- 5) recouvrement total de la végétation ;
- 6) phytomasse aérienne sur pied ;
- 7) productivité de la biomasse ;
- 8) présence et activité des espèces clés de voûte (végétales et/ou animales) ;
- 9) stock de graines viables dans le sol ;
- 10) état de la surface du sol ;
- 11) coefficient d'infiltration des pluies ;
- 12) coefficient d'efficacité des pluies ;
- 13) réserve maximale en eau disponible ;
- 14) durée de disponibilité en eau du sol ;
- 15) matière organique du sol ;
- 16) capacité d'échange cationique ;
- 17) efficacité d'utilisation de l'azote ;
- 18) indices des cycles des matériaux ;
- 19) abondance relative de mésofaune détritivore ;
- 20) infectivité potentielle par les rhizobiums ;
- 21) infectivité potentielle par les mycorhizes.

récurrente. Adaptant ce concept à une autre échelle, nous avons défini comme étant "attributs vitaux de l'écosystème" (AVEs) les caractéristiques qui peuvent servir d'indicateurs de la structure et du fonctionnement d'un écosystème (Aronson *et al.* 1993a, b). Odum (1969) avait déjà proposé une liste de 24 attributs de l'écosystème dont les valeurs variaient selon les stades de la succession. Hélas la plupart de ces attributs n'étaient pas mesurables, dans les conditions expérimentales habituelles. Les "AVEs" que nous proposons sont tous plus ou moins aisément évaluable et peuvent non seulement aider à la formulation d'hypothèses concrètes et d'expérimentations relatives à la restauration et à la réhabilitation, mais de plus permettre de comparer entre eux les

progrès et les résultats de différents programmes de recherches ou d'activités finalisées (Aronson *et al.*, soumis).

À titre d'exemples des "AVEs" que nous avons proposés et relevant de la structure d'un écosystème nous pouvons citer : la richesse floristique en espèces pérennes et annuelles, les diversités alpha et bêta des végétaux et des animaux, le recouvrement total de la végétation, etc. La liste des AVEs relatifs au fonctionnement inclue, entre autres : le coefficient d'infiltration des pluies, la capacité d'échange cationique des sols, l'abondance relative de la mésofaune détritivore, ainsi que l'infectivité potentielle par les rhizobiums et par les mycorhizes.

Le fait que les AVEs soient, pour une bonne part, corrélés entre eux procure un avantage ; la détermination de l'un d'entre eux permet une estimation de certains autres, accroissant ainsi la comparabilité de données de base qui ne se chevauchent que partiellement.

Ayant défini ces concepts de base, il nous faut aussi préciser le contenu des trois voies d'intervention indiquées à la figure 1.

Restauration

Nous définissons ce terme par analogie à la restauration d'une toile de maître détériorée mais dont les traits et les couleurs originelles, encore suffisamment perceptibles, permettent à des professionnels, de rétablir le tableau dans son état initial. Dans le même esprit la *Society for Ecological Restoration (SER)* définit la restauration comme étant « la transformation intentionnelle d'un milieu pour y rétablir l'écosystème considéré comme indigène et historique. Le but de cette intervention est de revenir à la structure, la diversité et la dynamique de cet écosystème ». Il est implicite que la restauration ainsi définie se propose de rétablir, autant que possible, l'écosystème dans sa composition taxonomique originelle intégrale. Il n'est, cependant, envisageable de réintroduire que les espèces des communautés connues et il faut donc reconnaître une certaine ambiguïté aux objectifs pour-

suivis par la restauration ainsi définie (Cairns, 1989 ; Simberloff, 1990).

Les problèmes de restauration écologique ne se réduisent pas au rétablissement de la composition taxonomique originelle des écosystèmes. C'est pourquoi, si le terme restauration *sensu stricto* peut définir la restauration qui répond à la définition de la SER, nous proposons que le terme de restauration *sensu lato* qualifie le fait de stopper la dégradation et de tenter, en priorité, de rétablir les fonctions essentielles (production, autoreproduction, etc.) et la structure générale d'un écosystème pré-existant.

La restauration *sensu stricto* est relativement peu exigeante en moyens (réduction du niveau de pression humaine, éventuellement éradication d'espèces exotiques envahissantes) et en temps. Elle n'est cependant, comme la restauration *sensu lato*, applicable qu'à condition que l'écosystème ait conservé la capacité à "se restaurer" suite à une perturbation, autrement dit qu'il subsiste un certain niveau de résilience et que l'intervention de l'homme soit, si possible, limitée à une diminution puis un contrôle de son niveau de pression.

Lorsque la pression exercée sur un écosystème a été trop intense, ou trop longtemps maintenue, celui-ci peut se révéler incapable de revenir à son état antérieur, même suite à la réduction ou à la suppression de la pression humaine. Sa capacité dynamique étant devenue nulle, l'écosystème se trouve être "bloqué" (ex. garrigue à Chêne kermès dans le Midi de la France). Seule une intervention humaine forte permet alors soit de replacer l'écosystème sur une trajectoire favorable au rétablissement des fonctions essentielles (réhabilitation), soit d'en faire un tout nouvel usage (réaffectation), selon un modèle différent de celui de l'écosystème pré-existant.

Réhabilitation

Réhabiliter un écosystème consiste à lui permettre de retrouver ses fonctions essentielles (y compris la productivité) grâce à une intervention forte mais limitée dans le

temps ("démarrage forcé"). La restauration et la réhabilitation ont comme objectif commun de rétablir des écosystèmes autonomes (et "durables" si une exploitation quelconque est maintenue), caractérisés par l'existence d'une dynamique dans les communautés végétales et animales et par leur capacité à réparer eux-mêmes les méfaits de perturbations modérées (résilience). En cas de dégradation importante, la réhabilitation devrait permettre de franchir, en retour, un ou plusieurs seuils d'irréversibilité (respectivement les trajets b_1 et b_2 sur la figure 2).

Réaffectation

La réaffectation décrit ce qui se passe lorsqu'un écosystème est transformé par l'homme et qu'un nouvel usage en est fait. Le nouvel état est éventuellement sans relation de structure ou de fonctionnement avec l'écosystème qui préexistait (ex : espace mis en culture).

Modifier un écosystème, par la gestion qui en est faite, afin d'en privilégier un élément ou une fonction particulière, au prix d'interventions constantes, constitue également une réaffectation. La réaffectation peut être appliquée à tous les stades de développement d'un écosystème et même, bien entendu, à un écosystème non encore perturbé. Elle est par exemple schématisée figure 2 comme concernant aussi bien un écosystème initial (c_1) qu'un écosystème déjà gravement dégradé (c_2).

La trajectoire d'un écosystème agricole est perpétuellement interrompue (pâturage, fauche, récolte). De plus une partie, parfois très importante, des ressources est exportée de l'écosystème qui, s'y l'on n'y porte pas remède, s'appauvrit et se dégrade. On peut par exemple mesurer la qualité d'une réaffectation par le niveau auquel est maintenue la possibilité de réorienter l'usage d'une portion de territoire pour faire face à d'éventuels changements des besoins économiques, des goûts culturels ou d'autres facteurs humains.

La réaffectation a, au cours de l'histoire, souvent été judicieusement conduite, par exemple quand on l'applique à des

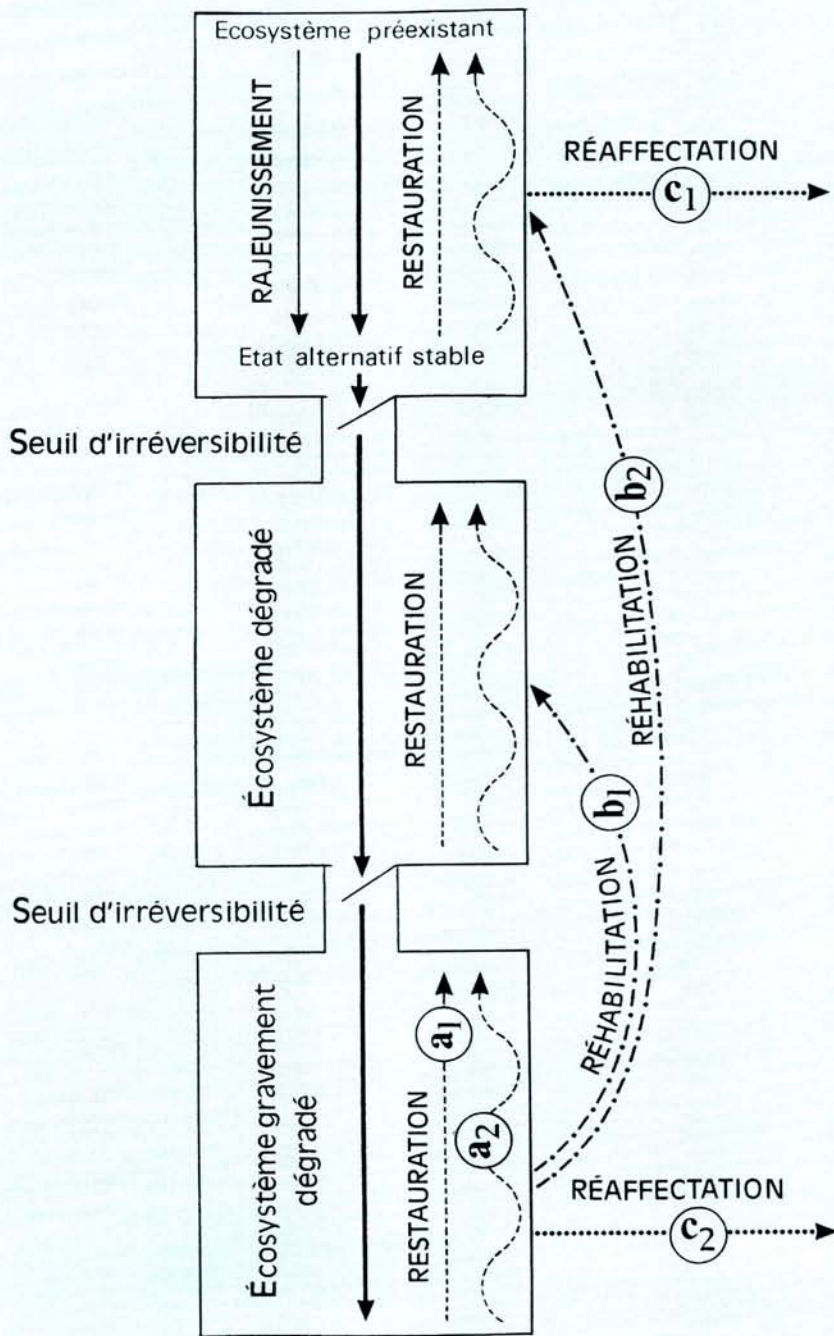


Figure 2 - Schéma explicatif des relations entre les trois voies envisagées pour remédier à la dégradation des écosystèmes et les notions de trajectoire et de seuil d'irréversibilité.

milieux de productivité élevée, peu vulnérables et de forte résilience face aux perturbations. C'est aussi le cas dans de nombreuses autres situations, par exemple, dans les sociétés incorporant dans leur schémas culturels un certain respect (ou crainte) pour la nature, le cosmos, etc., ou encore quand les limites des ressources locales sont connues et respectées.

Il reste, bien entendu, possible d'utiliser successivement deux, voire les trois, voies précédemment présentées sur les mêmes unités de terrain. On peut ainsi par exemple envisager, sur un espace très dégradé, de procéder à une réaffectation permettant de stopper les méfaits d'une érosion et conjointement (ou dans une seconde phase) d'entreprendre la réhabilitation du même espace.

En théorie, une trajectoire choisie peut éventuellement être très exactement l'inverse (hystérésis) de celle parcourue lors de la phase de dégradation (a_1 sur la figure 2). Cependant, en pratique, une telle probabilité est nulle. De la même façon qu'il paraît nécessaire de choisir un écosystème de référence comme "cible", il importe de préciser la trajectoire sur laquelle on souhaite "piloter" dorénavant l'écosystème en cause.

Une réaffectation bien comprise doit prendre en compte la position relative occupée dans le territoire par l'unité traitée afin que soient respectés, en particulier, les flux et les circulations dont la rupture fragiliserait certains autres écosystèmes situés en aval (Merriam, 1984). La prise en compte de l'échelle du paysage dans l'écologie de la restauration et de la réhabilitation apparaît dès lors capitale.

Paysage

A. Berque (1990) a élaboré une approche analytique selon laquelle le paysage est « la dimension sensible et symbolique du milieu » alors que l'environnement serait la contrepartie, à savoir « la dimension physique ou factuelle du milieu ». Le milieu, enfin, selon cet auteur, est une « relation d'une société à l'espace et à la nature ». Du point de vue de la géographie culturelle,

Berque (1984, 1990) a certainement raison d'insister sur le double caractère d'un milieu, à la fois objectif (physique, biologique) et subjectif (symbolique ou culturel). Mais pour un biologiste, cette approche n'est guère utile car elle n'est pas susceptible d'être validée ni réfutée par des expérimentations sur le terrain (Popper, 1991). Pour cette raison nous préférons retenir la définition que Forman et Godron (1986) donnent du paysage à savoir : « un assemblage d'écosystèmes interagissant d'une manière qui détermine des patrons spatiaux qui se répètent et sont reconnaissables ». Autrement dit, le paysage est l'échelle environnementale et écologique supérieure à celle de l'écosystème. Cette définition donne un cadre conceptuel et expérimental pour analyser, voire manipuler les trajectoires d'un ou de plusieurs écosystèmes appartenant à un même paysage.

La réflexion sur ce dernier thème a été menée dans d'autres circonstances (Aronson et Le Floc'h, accepté) et nous nous limiterons à dire ici que les résultats des efforts déployés lors de la réintégration d'un paysage fragmenté et pour atteindre une gestion améliorée, doivent également pouvoir être évalués d'une façon quantifiable. Pour cela il semble nécessaire de concevoir une série de paramètres ou attributs vitaux du paysage (Aronson et Le Floc'h, accepté) qualifiant, entre autres, l'interactivité réelle existant entre les divers écosystèmes du dit paysage.

Le rajeunissement (la réjuvenation)

La restauration, la réhabilitation et parfois même le simple abandon peuvent avoir comme conséquence le retour de la quasi-totalité des écosystèmes d'un paysage donné à des états matures avec comme corollaire une perte évidente de diversité au niveau du paysage. Le maintien de la biodiversité dans la majorité des paysages anthropisés ne peut se faire qu'à travers le maintien d'une mosaïque d'écosystèmes (Muller et al., 1992) éventuellement présents à des états différents de leur trajectoires natu-

relles ou pseudo-naturelles. La permanence d'un type de paysage n'implique pas obligatoirement une fixité des éléments qui le constituent. Ainsi par exemple une gestion pastorale raisonnée peut contribuer au maintien d'une "mosaïque mouvante" dans un paysage. La composition du paysage pourra être relativement constante en proportion mais non obligatoirement dans la position relative des divers éléments.

Le rajeunissement (ou réjuvenation) constitue la quatrième technique de l'écologie de la restauration et permet de ramener, volontairement, un écosystème ayant atteint son état de maturité (ou y tendant) vers un état plus jeune marqué, par exemple, par une plus grande diversité de strates basses de végétation (changement physiognomique), une plus grande richesse floristique, une production plus élevée, etc. Le rajeunissement doit cependant rester une technique parfaitement maîtrisée ; la trajectoire parcourue (figure 2) devant permettre d'éviter que cet écosystème ne franchisse un ou plusieurs seuils d'irréversibilité.

CONCLUSION

Ainsi que W.M. Schaffer (1985) l'a déjà signalé, les écologues ne seront probablement jamais capables d'écrire la totalité des équations permettant de trouver de l'ordre dans le chaos que constitue chaque système naturel. Autrement dit, la gestion des ressources, ainsi que de notre environnement tout entier, ne sera jamais simple, pré-établie, programmable et totalement prévisible. Il est évident que ce seront les hommes qui détermineront les trajectoires suivies par les écosystèmes "vaisseaux de vie". Il nous reste à affiner les termes de référence, les méthodes, et à promouvoir les échanges parmi tous ceux qui ont la chance de contribuer à ce débat.

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution à la mise au point de ce document H. Décamps, S. Dhillion, M. Etienne, G. Long et D. Simberloff. ■

Références

Allen E.B. (ed.) (1988). *The Reconstruction of disturbed arid lands*, Boulder, Colorado, Westview Press.

Aronson J., C. Floret, E. Le Floc'h, C. Ovale, R. Pontanier (1993a). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid regions. I. A view from the south, *Restoration Ecology*, 1, 8-17.

Aronson J., C. Floret, E. Le Floc'h, C. Ovale, R. Pontanier (1993b). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid regions. II. Case studies from southern Tunisia, central Chile and northern Cameroon, *Restoration Ecology*, 1, 168-187.

Aronson J., S. Dhillon, E. Le Floc'h (1995). On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: A reply to Pickett & Parker, *Restoration Ecology*, 3 (1), 1-3.

Aronson J., E. Le Floc'h (accepté). Vital attributes of ecosystems and landscapes: new tools for restoration ecology, *Restoration Ecology*.

Aronson J., E. Le Floc'h, S. Dhillon, C. Ovale, M. Abrams (soumis). Comparing ecosystem trajectories in southern France and central Chile: the importance of baseline data and shared parameters, *Restoration Ecology*.

Berque A. (1984). Paysage-empreinte, paysage-matrice, *L'espace géographique*, 12, 3-4.

Berque A. (1990). *Médiance de milieux en paysages*, Reclus, Montpellier.

Bradshaw A.D. (1983). The reconstruction of ecosystems, *Journal of Applied Ecology*, 20, 1-17.

Brink P., L.M. Nilsson, U. Svedin (1988). Ecosystem redevelopment, *Ambio*, 17 (2) 84-89.

Cairns J., Jr. (Ed.) (1980). *The recovery process in damaged ecosystems*, Ann Arbor, Michigan, Ann Arbor Sci. Publ.

Cairns J. Jr. (1989). Restoring damaged ecosystems: is predisturbance condition a viable option? *Environmental Professional*, 11, 152-159.

Cairns J. Jr. (1991). The status of the theoretical and applied science of restoration ecology, *Environmental Professional*, 13, 1-9.

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

Clements F.E. (1916). Plant succession: an analysis of the development of vegetation, *Carnegie Inst. Washington. Publ.*, 242, 1-512.

Connell J.M., R.O. Slayter (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization, *American Naturalist*, 111, 1119-1144.

Décamps H. (1995). À propos du colloque "Recréer la Nature",

Natures, Sciences, Sociétés, 3 (1), 43-47.

Dyksterhuis E.J. (1949). Condition and management of rangeland based on quantitative ecology, *Journal of Range Management*, 2, 362-380.

Egan D. (1990). Historic initiatives for ecological restoration, *Restoration and Management Notes*, 8, 83-90.

Forman R. et Godron M. (1986). *Landscape Ecology*, New York, John Wiley & Sons.

Grouzis M. (1988). *Structure, productivité et dynamique des systèmes écologiques sahéliens (Mare d'Oursi, Burkina Faso)*, Université de Paris-Sud, ORSTOM, Études et Thèses.

Grove R. (1992). Origins of Western Environmentalism, *Scientific American*, July 1992, 22-27.

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

Holling C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 41, 1-23.

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

May R.M. (1977). Thresholds and breaking points in ecosystems with a multiplicity of stable states, *Nature*, 269, 471-477.

Merriam H.G. (1984). Connectivity: a fundamental characteristic of landscape pattern. In Brandt J., P. Agger (eds), *Methodology in landscape ecological research and planning*, Vol. 1. Theme 1, landscape ecological concepts. Copenhagen, Roskilde University centre. pp. 5-15.

Muller S., G. Houpper, G. Jacquemin, R. Leborgne, Y. Muller, A. Pasquet, J.C. Weiss (1992). Les modifications floristiques et faunistiques consécutives à la déprise agricole dans les vallées des Vosges du Nord: synthèse des résultats et application au maintien de la biodiversité, *Ann. Sci. Rés. Bios. Vosges du Nord.*, 2, 109-124.

Nicolis G. (1987). Bifurcation and stochastic analysis of nonlinear systems: an introduction. In C. Nicolis, G. Nicolis (eds.), *Irreversible phenomena and dynamical systems analysis in Geosciences*, Dordrecht, Rediel Press, pp. 3-29.

Nicolis G. (1991). Non linear dynamics, self-organisation and biological complexity In Solbrig, O.T., G. Nicolis (1991). *Perspectives on biological complexity*, IUBS Monograph, No. 6, Paris, IUBS, pp. 7-50.

Noble L.R., R.O. Slayter (1980). The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances, *Vegetatio*, 43, 5-22.

Odum E.P. (1969). The strategy of ecosystem development, *Science*, 164, 262-270.

Pickett S.T.A., V.T. Parker (1994). Avoiding the Old Pitfalls: Opportunities in a New Discipline, *Restoration Ecology*, 2, 75-79.

Pincetl S. (1993). Some origins of French Environmentalism, *Forest & Conservation History*, 37, 80-89.

Popper K. (1991). *La connaissance objective*, Coll. Bibliothèque philosophique, Paris, Aubier.

Schaffer W.M. (1985). Order and chaos in ecological systems, *Ecology*, 66, 93-106.

Simberloff D. (1990). Reconstituting the ambiguous-can islands be restored? In: Towns, Dougerthy & Atkinson (eds), *Ecological restoration of New Zealand islands*, Wellington, New Zealand Depart. of Conservation, pp. 37-51.

Sprugel D.G. (1991). Disturbance, equilibrium and environmental variability: what is «natural» vegetation in a changing environment? *Biological Conservation*, 58, 1-18.

Wissel C. (1984). A universal law of the characteristic return time near thresholds, *Oecologia*, 65, 101-107.

ABSTRACT : Restoration ecology. Definition of some basic terms

Several basic terms are defined for the emerging field of restoration and rehabilitation ecology: ecosystem trajectory, thresholds of irreversibility, ecosystem of reference, vital ecosystem attributes, as well as landscape fragmentation, reintegration and rejuvenation of selected parts of a landscape. A general model is presented describing the three main pathways of intervention or response to ecosystem degradation: restoration, rehabilitation and reallocation. The latter two are suggested when one or more «thresholds of irreversibility» have

been crossed in the course of ecosystem degradation, such that full restoration to a pre-existing ecosystem state or trajectory is deemed impossible. In contrast to reallocation, both restoration and rehabilitation follow an indigenous ecological model. In some situations, all three pathways of intervention can be pursued, but each should be confined to appropriate parts of the landscape so as to respect both internal constraints on ecosystem trajectories and the ecological and spatial connectivity among them.