

COMMENT ÉVALUER L'INTÉRÊT BIOLOGIQUE DES RÉAMÉNAGEMENTS DE CARRIÈRES ?

Bernard FROCHOT¹

SUMMARY

Abandoned old quarries have a completely artificial origin but a near-natural ecosystem functioning, because human pressure is often very low in such habitats. Communities of plants and animals generally have low productivity, but rare and colonising species are present, particularly in early successional stages. These communities develop as ecological successions (near primary succession type), the speed of transformations depending mainly on hydrological conditions (high in permanent water sites, low in dry sites, intermediate in temporary waters).

Biodiversity value for conservation in such habitats must be measured with many methodological precautions and with objectivity. Particular attention must be paid to: the scales of space (the site itself and the site in its landscape) and time (at least several years, better some ten years); the ecosystems (or states) of reference, to compare the studied site; it may be useful also to refer to some natural disturbances; the criteria used for evaluation (richness and diversity, abundance of individuals, area of site, rarity of species and/or communities...); the taxons studied (in place of the total list of species), and considered as representative or indicators.

We practised such evaluations in numerous sites of quarries of different types. One conclusion is the necessity to compare sites with strongly standardized methodologies. Moreover, the numbers of species (and other diversity indicators) must be measured with a constant sampling effort.

RÉSUMÉ

Dans les carrières abandonnées se développent des écosystèmes dont l'origine est artificielle mais dont le fonctionnement est le plus souvent très naturel. Les communautés végétales et animales y montrent une productivité généralement faible et la présence d'espèces rares et originales, surtout dans les stades pionniers. Elles évoluent selon des successions écologiques marquées (proches de successions primaires), dont la vitesse dépend largement des conditions hydrologiques.

La valeur de la biodiversité de ces milieux pour la conservation demande à être mesurée avec méthode et objectivité. En particulier, il faut choisir : les échelles multiples de temps et d'espace ; les écosystèmes (ou états) de référence (la notion de perturbation de référence pouvant aussi s'avérer utile) ; les critères de l'évaluation (richesse/diversité, abondance, superfi-

¹ Laboratoire Ecologie Evolution, Université de Bourgogne, CNRS UMR 5561, 6, bd Gabriel, F 21000 Dijon, et 8, rue Montesquieu, 21000 Dijon. E-mail : bfrochot@u-bourgogne.fr

cie, rareté, etc.) ; les taxons jugés représentatifs de la biodiversité globale, et permettant de la comparer à celle des écosystèmes de référence.

Pour avoir pratiqué de telles évaluations sur de nombreux sites de carrières, nous insistons sur la nécessité de comparer les sites différents avec des méthodologies standardisées et même à effort d'échantillonnage constant.

INTRODUCTION

Les recherches menées dans le cadre du programme « Recréer la Nature » (Frochot *et al.*, 2000) nous ont en particulier amenés à évaluer les effets de divers réaménagements (ou aménagements) pratiqués dans des sites de carrières, le plus souvent à la fin des travaux d'extraction, pour préparer le site exploité à son nouvel usage (réserve naturelle, loisirs « verts », etc.). Afin d'étudier la biodiversité de ces écosystèmes, nous avons employé, adapté ou parfois imaginé diverses techniques de mesure de caractères floristiques et faunistiques, et risqué des comparaisons permettant d'évaluer leur intérêt biologique. Cette expérience nous inspire les réflexions présentées dans cet article, en précisant qu'elles se limitent à l'étude du compartiment biologique des écosystèmes. Certes, les organismes étudiés apportent de nombreux renseignements sur les caractéristiques physiques et le fonctionnement général de leur habitat (c'est leur valeur « indicatrice »). Cependant, une évaluation complète de l'écosystème devrait se fonder aussi sur des mesures directes de l'état du sol ou des sédiments vaseux, de la charge minérale ou organique des eaux, du pH ou des microclimats par exemple.

Toute entreprise de réaménagement d'un écosystème mérite d'être suivie et évaluée. Le *suivi* consiste à mesurer, année après année, un certain nombre d'indicateurs capables de renseigner sur l'état et le fonctionnement du milieu réaménagé. Il implique l'utilisation de méthodologies à la fois robustes et reproductibles, permettant de réaliser des séries de mesures standardisées pendant des périodes longues, allant de quelques années au moins à plusieurs dizaines d'années si possible.

L'*évaluation* se fonde sur les données apportées par le suivi en y ajoutant un jugement de valeur ; elle cherche à apprécier les effets réels du réaménagement en comparant, à une date donnée, l'état réaménagé à des états de référence qui peuvent être l'état non réaménagé, des états antérieurs du même écosystème, ou bien l'état d'écosystèmes réaménagés différemment de celui qui est évalué, ou encore celui de milieux carrément différents. Les résultats de l'évaluation vont dépendre de l'état de référence choisi, mais aussi des critères de comparaison et des indicateurs retenus (cf. Humphries *et al.*, 1995 ; Spellerberg, 1992 ; Usher, 1986).

Les *sites de carrières* figurent parmi les écosystèmes faisant souvent l'objet de réaménagements à tendance « écologique », affichant plus ou moins clairement l'objectif de favoriser telle ou telle forme de biodiversité (Frochot & Godreau, 1995 ; Lecomte, 2002 ; UNPG, 2001). Même si l'évaluation de ces réaménagements ne relève pas de méthodes spécifiques, il semble qu'elle doit tenir compte des caractères particuliers de ces écosystèmes. En effet, les sites d'extraction des roches se distinguent de beaucoup d'autres écosystèmes par au moins deux caractères importants :

— leur origine est complètement artificielle ; en conséquence, il n'existe pas d'écosystème de référence parfait pour leur éventuel « retour à la nature », pas plus que pour leur évaluation ;

— leur fonctionnement est au contraire le plus souvent naturel, dans la mesure où la pression humaine est faible sur les sites d'anciennes carrières. En particulier, ces milieux neufs sont le siège de successions écologiques très marquées : les écosystèmes qui s'y installent dès la fin des travaux d'extraction évoluent rapidement, se transformant profondément au cours des années. L'évaluation de tout réaménagement doit donc tenir compte des modalités et de la vitesse de ces transformations, et intégrer la durée.

VITESSES DES SUCCESSIONS ÉCOLOGIQUES

Les modalités et la vitesse du déroulement des successions écologiques dépendent fortement des types de carrières, eux-mêmes conditionnés largement par le milieu hydro-géologique et par les modalités techniques de l'extraction des matériaux. Schématiquement, nous pouvons distinguer trois grands types d'évolutions successioneuses :

— dans les carrières sèches, l'évolution de l'écosystème est relativement lente, en raison des difficultés qu'oppose le substrat à l'implantation de la végétation (Boulet, 1996 ; Brunaud, 1997 ; Frain, 1991 ; Petit, 1983 ; Robert *et al.*, 1991). Ainsi, des stades qualifiables de pionniers peuvent se prolonger pendant plusieurs dizaines d'années sur des éboulis ou sur le carreau des carrières de roches massives, en relation avec le temps nécessaire à la fissuration de la roche dure, à la pénétration des racines et à la constitution d'un sol pionnier rudimentaire ;

— dans les carrières en eau permanente, au contraire, les communautés végétales et animales se transforment rapidement pendant la première dizaine d'années (stades pionniers) puis se stabilisent, et évoluent plus lentement au cours des décennies suivantes (Brunaud *et al.*, 1988 ; Cerveaux, 1987 ; Frochot & Godreau, 1995 ; Glue, 1970 ; Milne, 1974 ; UNPG, 2001) ;

— dans les carrières en eau temporaire, soumises à l'assec estival, le milieu évolue partiellement comme dans le cas précédent (installation progressive de végétaux enracinés tels que les saules, augmentation rapide de la couche de vase, etc.), mais son fonctionnement est fortement marqué par les périodes d'assec temporaire. Elles empêchent en particulier l'installation d'espèces animales longévives, au profit d'espèces opportunistes, bonnes colonisatrices et à cycle de vie court, ou bien amphibies comme beaucoup de Batraciens (Richardot, 1983 ; Terrel, 1999). Il est par ailleurs probable que l'alternance des périodes sèches et humides favorise l'oxydation des sédiments et relance ainsi la productivité générale de ces milieux temporaires. Ces carrières sont donc en quelque sorte régulièrement rajeunies par les périodes d'assec.

Ces considérations sont à retenir lors de l'évaluation de ces milieux et des aménagements que l'on peut y pratiquer. En effet, la composition des communautés végétales et animales et leurs trajectoires temporelles sont essentiellement dépendantes de ces conditions fondamentales d'habitat.

ÉVALUER LES AMÉNAGEMENTS DANS LES CARRIÈRES

L'évaluation des effets des interventions humaines sur la flore et la faune de ces milieux amène à se poser au moins les questions suivantes : évaluer à quelles

échelles ? En se référant à quels écosystèmes ou états ? Selon quels critères ? En choisissant quels indicateurs biologiques ? En utilisant quelles techniques de mesure des caractéristiques biologiques ?

LES ÉCHELLES

Echelle temporelle

L'importance des transformations successioneuses implique d'abord de tenir compte, lors de l'évaluation, du temps écoulé depuis la fin des travaux d'extraction des roches, qui marque l'abandon de la carrière et le début de la nouvelle vie du site (« l'âge » de la carrière). Mais il faut aussi connaître la date des travaux de réaménagements, qui peuvent parfois intervenir tardivement, sur des sites ayant déjà entamé depuis plusieurs années leur parcours successional. Dans tous les cas, l'évaluation doit donc être datée précisément et, si possible, répétée lors du vieillissement du site.

Echelle spatiale

La biodiversité du site étudié mérite d'être évaluée à au moins deux niveaux : celui du site lui-même et celui d'une région plus vaste, incluant l'environnement plus ou moins proche de la carrière. Ce deuxième niveau est doublement important. D'une part parce que les peuplements végétaux et animaux de la carrière restent en liaison avec les habitats environnants (importations ou exportations de diaspores, déplacements d'animaux vers ou depuis la carrière, etc.) : il s'agit là d'un effet de lisière induit par la différence d'habitats entre le site et les milieux environnants. D'autre part, la biodiversité de la carrière doit être évaluée à l'échelle plus large de la région, notamment en terme de rareté ou d'originalité des espèces présentes. En effet, lorsque plusieurs sites de carrières sont voisins, il est intéressant d'évaluer les biodiversités intra et inter sites. Plus généralement, l'apport de la carrière à la biodiversité régionale doit faire partie de l'évaluation.

LES MILIEUX ET PERTURBATIONS DE RÉFÉRENCE

Comme nous l'avons souligné ci-dessus, les carrières sont des milieux originaux, pour lesquels la nature ne propose pas de référence parfaite. Le retour du site à l'état antérieur est par ailleurs rarement possible, en tous les cas rapidement. Les réaménagements dits « écologiques », qui cherchent à favoriser la flore et la faune, relèvent donc plus de la réhabilitation que de la restauration (Barnaud, 1995 ; Donadieu, 2002 ; Le Floc'h & Aronson, 1995).

Pour évaluer l'effet d'un cas de réaménagement précis, l'état antérieur n'est pas toujours une référence adéquate. Dans les sites suffisamment anciens, dont l'évolution est devenue très lente, il est certes possible de se référer à l'état « avant travaux ». Mais dans les milieux très jeunes, les transformations successioneuses spontanées sont si importantes et rapides que la comparaison des états « avant » et « après » travaux est difficile à interpréter, avec le risque d'attribuer au réaménagement des modifications qui découlent en fait de l'évolution naturelle du site. Il faut

drait en toute rigueur pouvoir comparer l'état réaménagé à celui qu'aurait présenté le site à la même date mais en l'absence du réaménagement considéré.

Une méthode consiste donc à confronter des sites différents, réaménagés selon divers scénarios et non réaménagés. Ces comparaisons doivent si possible se faire à âge égal, mais tenir compte aussi de nombreux autres facteurs : la dimension du site (qui peut conditionner par exemple la richesse en espèces), son environnement (cultivé ou forestier, présentant ou non des connexions avec des écosystèmes éloignés, etc.), la morphologie de l'excavation (avec ou sans falaises de roches massives, des rives abruptes ou plates dans les carrières en eau, etc.). Il est donc quasiment impossible de trouver un site de référence parfait pour évaluer une carrière donnée ; par contre, la comparaison semble plus sûre avec des ensembles de sites, suffisamment nombreux pour tamponner les effets des facteurs responsables des différences ponctuelles (Fig. 1).

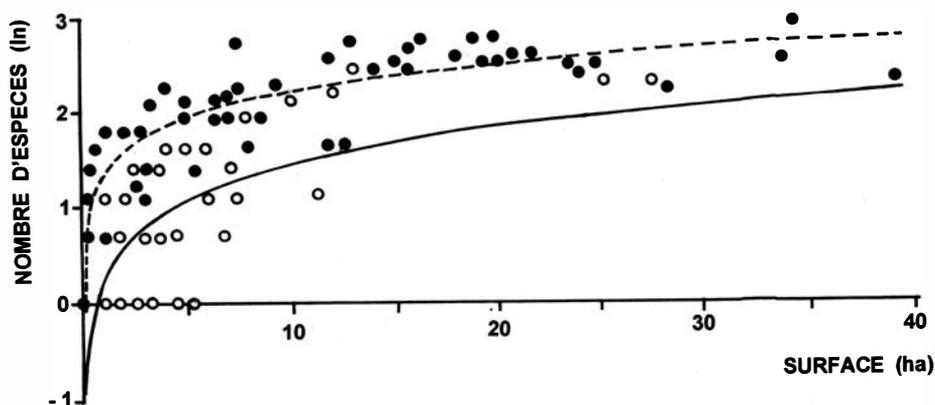


Figure 1. — Comparaison de la richesse spécifique en oiseaux aquatiques nicheurs (exprimée en log népériens) mesurée sur 58 étangs (ligne pointillée, cercles pleins) et sur 45 carrières en eau (ligne continue, cercles vides) de la plaine de Saône en Bourgogne [d'après Roché (1982) pour les étangs, Lonchampt (1998) pour les sablières]. Les nombres d'espèces sont exprimés en fonction de la superficie des plans d'eau (en abscisse) en raison de la très forte influence de ce facteur (coefficients d'insularité $z = 0,40$ pour les étangs et $0,53$ pour les carrières).

Il est par ailleurs possible d'évaluer la biodiversité de carrières par rapport à celle d'autres écosystèmes, certes d'origine différente, mais analogues sur certains aspects : étangs et carrières en eau, falaises et carrières de roches massives, etc. Ces comparaisons ont au moins l'intérêt de renseigner sur le fonctionnement des sites. Par exemple, les carrières en eau temporaire présentent des analogies floristiques et faunistiques avec certaines annexes fluviales qui proviennent à la fois d'un même substrat de granulats et d'un même mode de fluctuations phréatiques. Elles ont aussi l'intérêt, plus appliqué, de mieux situer la valeur « patrimoniale » de la carrière aménagée au sein des différents milieux analogues d'une même région. Là encore, les particularités des différents sites sont telles que ces comparaisons gagnent à s'appuyer sur un nombre important de références.

Les écosystèmes naturels ressemblant le plus à ceux qui s'installent spontanément dans les carrières sont les falaises et éboulis naturels, en roche massive, les

annexes fluviales humides ou bien certaines steppes sableuses, en roche meuble. Les espèces végétales et animales qui colonisent spontanément les carrières en proviennent d'ailleurs largement. Un point commun important de cette ressemblance est la nature des processus de perturbations qui sont à l'origine de tels milieux. Dans une certaine mesure, les travaux des carriers ressemblent aux processus naturels d'érosion, auxquels différentes espèces de plantes et d'animaux se sont adaptées dans les montagnes et le long des fleuves. Ces espèces se trouvent donc aujourd'hui préadaptées à coloniser les sites artificiels de carrières. Les travaux de réaménagement, qui constituent une perturbation, pourraient donc être évalués (et conduits) par rapport à des *perturbations de référence*, celles qui, dans la nature, produisent des habitats tels que les falaises, éboulis, bras morts fluviaux...

LES CRITÈRES

L'évaluation se fonde sur des critères variés, les plus couramment utilisés par les biologistes et les gestionnaires de milieux naturels étant la richesse et la diversité spécifiques, l'abondance de tout ou partie des espèces présentes, leur degré de rareté, la superficie de l'habitat, le degré de « naturalité » ou de « représentativité » des espèces ou des communautés, ainsi que diverses caractéristiques liées aux usages (valeur touristique ou culturelle, cynégétique, halieutique), etc. (Brunaud, 1987 ; Humphries *et al.*, 1995 ; Ledant, 1991 ; Oertli *et al.*, 2000 ; Ricklefs & Schluter, 1993 ; Spellerberg, 1992 ; Usher, 1986). Les critères le plus souvent employés sont commentés.

Dans tous les cas, il est important que le ou les critères choisis pour l'évaluation soient clairement définis. D'une part, la conclusion finale en dépend (par exemple, telle carrière peut être jugée plus intéressante qu'une autre selon le critère du degré de rareté des espèces présentes, mais moins intéressante selon le critère du nombre total d'espèces). D'autre part, le gestionnaire du site peut les utiliser pour guider sa politique et intervenir sur le terrain (la gestion d'une carrière en Réserve naturelle peut en effet avoir l'objectif de privilégier l'abondance d'une espèce ou d'une formation végétale particulière, ou bien au contraire celui de rassembler le maximum d'espèces, etc.).

Richesse et diversité spécifiques

Pour tenir compte des différences d'abondance entre espèces, la diversité spécifique peut être évaluée finement par des indices reflétant la structure du peuplement étudié, tel que l'indice H' de Shannon. En pratique, de tels indicateurs nécessitent des relevés floristiques et faunistiques précis et absolus (les abondances d'espèces différentes devant s'y exprimer avec la même unité) ; par ailleurs, on observe souvent de fortes corrélations entre la richesse spécifique et l'indice de diversité des peuplements, car les indices d'équitabilité sont souvent voisins. C'est pourquoi la *richesse spécifique* est l'expression la plus couramment employée, et souvent recommandée (Humphries *et al.*, 1995 ; Ricklefs & Schluter, 1993 ; etc.), pour décrire commodément la diversité biologique d'un peuplement ou d'une communauté.

Cette richesse peut aussi s'exprimer à des niveaux taxonomiques supérieurs (genre, famille, etc.), ce qui présente parfois peu d'intérêt dans les milieux de petite taille, où le nombre d'espèces est faible. Cette approche semble beaucoup plus inté-

ressante à l'échelle des grandes régions ou des continents, à condition de bien garder à l'esprit que les divisions taxonomiques supérieures conservent une part d'arbitraire scientifique, tandis que l'espèce constitue une réalité sinon parfaite du moins plus solide.

Dans tous les cas, la mesure d'une diversité, et notamment de la richesse spécifique, doit s'entourer de plusieurs précautions méthodologiques dont deux nous paraissent essentielles au cours de ce travail :

— il convient de distinguer, au sein d'une espèce, l'observation occasionnelle d'individus passagers de celle d'individus installés et constituant une véritable population sur le site ; cette option est capitale dans le cas des animaux mobiles, comme les oiseaux et les libellules. Pour ces derniers, le nombre d'espèces réellement reproductrices est un indice beaucoup plus informatif que le nombre d'adultes observés occasionnellement ;

— d'une manière plus générale, la richesse spécifique fait partie des paramètres dont l'estimation dépend fortement, et directement, de la pression d'échantillonnage. Toute estimation d'un nombre d'espèces doit donc s'exprimer en fonction d'un effort d'échantillonnage précisé (Ricklefs & Schluter, 1993). La méthode probablement la plus simple consiste à comparer les richesses spécifiques (entre carrières, entre le site étudié et les sites de références, entre années...) à effort d'échantillonnage égal. Les méthodes de recensement des populations standardisées et les plans d'échantillonnage adaptés le permettent (Brunaud, 1997 ; Ferry & Frochot, 1970 ; Lonchamp, 1998 ; etc.).

L'abondance

L'abondance (nombre d'individus) d'une population est un paramètre fondamental qui conditionne très largement la reproduction de l'espèce et ses capacités de dissémination vers l'extérieur. Il mérite donc d'être pris en compte dans l'évaluation de la biodiversité des sites, ceux qui hébergent des populations assez importantes pour rester viables à long terme ayant une grande valeur pour la conservation des espèces (Joly, 2002). C'est pourquoi la recherche de la diversité maximale d'habitats sur des sites de petite taille n'est pas une recette miracle favorable à la biodiversité. Inversement, des carrières occupées uniformément par des habitats rares et monotones (substrats pierreux pionniers, roselières, eaux temporaires,...) peuvent présenter, malgré une faible richesse spécifique globale, un grand intérêt pour des espèces spécialisées, en leur permettant d'y établir des populations abondantes et viables. Par ailleurs, le critère « abondance des espèces » est pris en compte indirectement par le critère suivant, la dimension du site.

La dimension de l'écosystème

Plusieurs arguments plaident en faveur de la valeur « conservatrice » des sites de grande dimension (Usher, 1986). Trois d'entre eux sont les plus souvent cités : — les écosystèmes présentent un rapport périmètre/surface d'autant plus faible qu'ils sont grands (à forme égale, le périmètre varie comme une puissance 0,5 de la surface) ; l'effet de lisière entre site et périphérie tend donc à diminuer quand la superficie augmente, et avec lui les divers risques d'atteintes provenant de l'extérieur (apport d'espèces allochtones, de polluants, fréquentation par l'homme ou des animaux, etc.) ;

- les écosystèmes abritent des populations dont l'effectif est proportionnel à leur superficie (cf. ci-dessus) ;
- dans les écosystèmes isolés, la richesse spécifique des communautés ou peuplements tend à s'accroître avec la superficie.

Le coefficient d'insularité z semble cependant assez variable selon les habitats et les taxons considérés. Ainsi, l'importance de la dimension du site est très forte pour les oiseaux nicheurs (Bournaud *et al.*, 1982 ; Frochot & Roché, 2000 ; Roché, 1982 ; Sillen & Solbreck, 1977), ce qui s'explique *a priori* par leurs fortes exigences spatiales. Lors de l'étude de 80 plans d'eau de Suisse, une influence positive de la dimension des sites sur leur richesse en espèces n'a été trouvée qu'au sein du taxon des Odonates, aux fortes exigences spatiales. Elle reste nulle chez les Phanérogames aquatiques, les Mollusques, Coléoptères et Amphibiens (Oertli *et al.*, 2002). Ce constat peut s'expliquer partiellement par le fait que beaucoup d'espèces, de plantes ou de mollusques par exemples, ont des *exigences spatiales* très réduites. Toutefois, il faut considérer le jeu de *l'effet de lisière*, d'autant plus fort que les sites sont petits. Alors que des espèces spécialisées sont affectées négativement (cf. ci-dessus), beaucoup d'autres, parfois qualifiées d'espèces « de lisière », le sont positivement. Comme le soulignent Oertli *et al.* (2002), des sites de très petite dimension peuvent donc avoir une valeur importante pour la conservation des espèces, notamment par leur insertion fonctionnelle au sein des habitats périphériques. Par exemple, certaines des carrières que nous avons étudiées (Frochot *et al.*, 2000) ont, à une échelle qui dépasse largement leur emprise, une grande importance pour la reproduction des Amphibiens, pour la nidification de Rapaces qui s'alimentent à l'extérieur du site, ou comme refuge saisonnier pour le Lièvre et d'autres mammifères.

Le degré de rareté des espèces

La présence d'espèces considérées par ailleurs comme rares (à l'échelle régionale, nationale, etc.) est un critère très fréquemment utilisé pour évaluer l'intérêt biologique des sites. Pour certains taxons, on dispose aujourd'hui d'atlas de répartition détaillés, permettant des estimations objectives du degré de rareté régionale ou nationale, parfois européenne (du moins en ce qui concerne la rareté géographique). Pour d'autres, l'absence de documents suffisamment précis gêne l'évaluation de la rareté. Le recours aux listes d'espèces menacées et autres « Listes rouges » est envisageable, mais de tels catalogues sont établis selon des critères non exempts de subjectivité et par des méthodes peu standardisées (par exemple, les taxons populaires, comme celui des Oiseaux, comportent un grand nombre d'espèces dites « menacées », au contraire de taxons impopulaires ou mal connus).

D'une manière générale, ce critère de rareté mérite donc d'être utilisé avec le maximum d'arguments objectifs. Une autre façon de le prendre en compte serait de l'intégrer dans le critère de la richesse spécifique, en mesurant celle-ci à différentes échelles et en évaluant la participation du site étudié à la richesse locale, régionale, nationale.

LES TAXONS REPRÉSENTATIFS

Il est bien évident que la biodiversité totale d'un site reste très généralement inaccessible aux chercheurs, *a fortiori* lors d'évaluations rapides, et même en la

réduisant à sa seule composante « richesse spécifique ». En pratique, les évaluations reposent le plus souvent sur certains taxons, choisis plus ou moins objectivement pour leur caractère dit représentatif, ou indicateur (dans le sens « indicateur de la biodiversité globale de la biocénose étudiée »), parfois appelés taxons cibles (*target indicator taxon*). Parmi les plus employés, citons les Phanérogames (en totalité ou bien réduites à certains groupes tel celui des Graminées), les Oiseaux et, de plus en plus, souvent certains groupes d'Insectes (Odonates, Orthoptères, etc.).

En employant de tels groupes pour comparer des sites de carrières variés, nous constatons que les taxons participent à l'évaluation de manière différente selon leur amplitude d'habitats. Aux extrêmes, nous distinguons :

— les *taxons spécialisés*, à tolérance écologique étroite. Leurs espèces n'occupent que des habitats bien définis : par exemple, les Crustacés Phyllopoètes, limités aux eaux temporaires, les Orthoptères, très inféodés aux formations herbues, divers taxons d'Insectes xylophages ou d'Oiseaux tels que les pics, cantonnés aux stades forestiers âgés, etc. Ces groupes contribuent à la biodiversité totale par leur originalité ou leur rareté. Ils présentent d'autre part une valeur indicatrice intéressante, puisqu'ils signalent une catégorie d'habitat bien précise. Cependant, ils restent d'un emploi plus limité pour comparer des écosystèmes très différents, ou même les divers stades successionnels d'un même milieu, puisqu'ils sont absents d'une grande partie des habitats. Leur accorder une grande place dans l'évaluation peut même entraîner un biais en faveur de certains des écosystèmes comparés ;

— les *taxons à large amplitude d'habitats*, comportant un éventail d'espèces aux préférences écologiques différentes ; ils se montrent très utiles pour comparer des sites aussi contrastés que des carrières en eau, sèches ou boisées. Ce sont par exemple les Graminées ou les Passereaux, taxons représentés dans un grand nombre de milieux par des espèces spécialisées. Plusieurs groupes d'invertébrés seraient utilisables en ce sens : par exemple les Gastéropodes, qui comprennent, en nombre raisonnable, des espèces inféodées à l'eau permanente, à l'eau temporaire (Genin, 1987), aux substrats pierreux et à de nombreux types de végétation terrestre.

Bien entendu, la valeur indicatrice (au sens habituel : informations sur les caractéristiques générales de l'habitat) des taxons mérite souvent d'être exploitée aussi. Ainsi, les Graminées renseignent sur le degré d'humidité, l'acidité, le statut trophique des sols, etc. ; les Passereaux sur la structure de la végétation et les stades successionnels (Ferry & Frochet, 1970) ; les Phanérogames aquatiques sur le statut trophique des eaux et aussi sur leur régime (Amoros *et al.*, 2000).

Enfin, il faut rappeler que les organismes indicateurs peuvent fonctionner à des échelles très différentes, allant du micro-habitat (invertébrés ou plantes peu mobiles et de petite taille) au paysage (Oiseaux et beaucoup de Vertébrés).

CONCLUSION

A l'issue de ces réflexions méthodologiques, il paraît utile d'insister sur deux exigences d'une bonne évaluation.

— La *qualité et la standardisation des méthodes* employées pendant la phase de constat pour dénombrer les individus et les espèces sont fondamentales. L'évaluation, se fondant sur des comparaisons, implique que ces dernières soient pratiquées à méthodologie constante et, même à effort d'échantillonnage égal. Là encore, il est important de disposer de méthodes à large spectre, pouvant s'appliquer dans des habitats très divers, et en tous les cas sur le site étudié et le ou les sites de référence.

De telles méthodes sont maintenant disponibles et diffusées pour plusieurs taxons (Oiseaux, Phanérogames, etc.). Elles mériteraient d'être étendues à de nombreux autres groupes, notamment d'Invertébrés terrestres (pour les Insectes, cf. Robert, 1992 ; Voisin, 1986 ; etc.).

— La biodiversité doit être évaluée à *différentes échelles*, celles des micro-habitats, du site entier, du site fonctionnant dans son environnement, en distinguant la biodiversité propre au site étudié et l'apport de ce site à la biodiversité de la région où il s'insère.

Il semble finalement honnête d'admettre que, toutes précautions prises, l'évaluation conservera inévitablement une part de subjectivité, voire une dimension politique (quelle biodiversité souhaitons-nous privilégier ?). Cette subjectivité découle en particulier des choix méthodologiques exercés au départ de l'évaluation : choix des écosystèmes de référence, des échelles, des taxons indicateurs (l'emploi simultané de plusieurs indicateurs choisis pour leur complémentarité est à recommander). A défaut d'éliminer complètement ces influences, on peut au moins les standardiser, afficher clairement la méthodologie employée et nuancer les conclusions en fonction des critères, dans une démarche pouvant s'inspirer des méthodes d'analyse multicritère (voir par exemple Schärli, 1985).

REMERCIEMENTS

Ce travail fut réalisé dans le cadre du programme « Recréer la Nature » du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, qui a fourni un appui financier et le cadre d'échanges interdisciplinaires fructueux. Il résulte d'une large collaboration entre les chercheurs de trois équipes, plus particulièrement Bruno Faivre et Vincent Godreau de Dijon, Gudrun Bornette de Lyon, Jean-Yves Cretin, Patrick Giraudoux et Jean-Claude Robert de Besançon. Je les en remercie ainsi que Jean-Louis Chapuis et Geneviève Barnaud pour leur relecture attentive du manuscrit.

RÉFÉRENCES

- AMOROS, C., BORNETTE, G. & HENRY, C.P. (2000). — A vegetation-based method for the ecological diagnosis of riverine cut-off channels. *Env. Manage.*, 25 : 211-227.
- BARNAUD, G. (1995). — A l'interface de la pratique et de la théorie : l'écologie de la restauration. *Natures Sciences Sociétés*, 3 (hs) : 36-50.
- BOULET, L. (1996). — *Approche phytoécologique de la dynamique des végétaux primaires dans les carrières de roche massive*. Thèse, Université de Rennes I.
- BOURNAUD, M., LEDANT, J.P., BROYER, J. & RICHOUX, M. (1982). — L'espace étang dans ses rapports avec l'avifaune en période de nidification. *Bull. Ecol.*, 13 : 125-144.
- BRUNAUD, A. (1987). — L'évaluation des milieux : comment faire ? pourquoi faire ? *Bull. Soc. Hist. nat. Autun*, 120 : 3-27.
- BRUNAUD, E. (1997). — *Dynamique de la recolonisation végétale des carrières sèches abandonnées*. Rapport DESS « Espace rural et environnement », Université de Bourgogne.
- BRUNAUD, A., CERVEAUX, P. & BERT, D. (1988). — La végétalisation des milieux handicapés : cas des gravières en eau et de talus routiers. *Bull. Soc. Hist. nat. Autun*, 125 : 3-29.
- CERVEAUX, P. (1987). — *Etude des macrophytes (aquatiques et subaquatiques) des gravières en eau : conditions de leur installation et de leur évolution*. Rapport DEA, Universités de Dijon et Lyon I.
- DONADIEU, P. (2002). — Les références en écologie de la restauration. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, Suppl. 9 : 109-119.
- FERRY, C. & FROCHOT, B. (1970). — L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pédonculés en Bourgogne. Etude de deux successions écologiques. *La Terre et la Vie*, 24 : 153-251.

- FRAIN, M. (1991). — *Approche phytosociologique de la dynamique des végétations primaires sur roches artificiellement dénudées en Auvergne, Velay et Limousin*. Thèse, Université de Clermont-Ferrand II.
- FROCHOT, B. & GODREAU, V. (1995). — Intérêt écologique des carrières, terrils et mines. *Natures Sciences Sociétés*, 3 (hs) : 66-76.
- FROCHOT, B. & ROCHÉ, J. (2000). — Les fonctions des zones humides pour les oiseaux. Pp. 261-276, in : E. Fustec & J.-C. Lefeuvre (Eds), *Fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod, Paris.
- FROCHOT, B. et coll. (2000). — *Intérêt écologique et implications économiques des réaménagements de carrières. Méthodes d'évaluation et d'étude des trajectoires et vitesses d'évolution*. Rapport du programme « Recréer la Nature », Université de Bourgogne, Dijon.
- GENIN, B. (1987). — *Les populations de Mollusques Gastéropodes des sablières en eau (Côte d'Or). Colonisation, évolution*. Rapport DEA, Universités de Dijon et Lyon I.
- GLUE, D.E. (1970). — Changes in the bird community of a Hampshire gravel pit 1963-68. *Bird Study*, 17 : 15-27.
- HUMPHRIES, C.J., WILLIAMS, P.H. & RICHARD, V.-W. (1995). — Measuring biodiversity value for conservation. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 26 : 93-111.
- JOLY, P. (2002). — Conséquences de la destruction des zones humides sur la biodiversité. Colloque « Zones humides continentales : des chercheurs aux gestionnaires ». Fondation Pierre Vérots, juin 2002, (non publié).
- LE FLOC'H, E. & ARONSON, J. (1995). — Ecologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Natures Sciences Sociétés*, 3 (hs) : 29-35.
- LECOMTE, P. (2002). — Aménagement du territoire et répartition de l'avifaune : l'exemple des carrières. *Alauda*, 70 : 33-36.
- LEDANT, J.P. (1991). — Remarques critiques sur le choix des critères d'évaluation biologique. *Annales de Gembloux*, 97 : 157-176.
- LONCHAMPT, F. (1998). — *Etude des peuplements d'oiseaux d'un échantillon de carrières en eau non réaménagées*. Stage DESS « espace rural et environnement », Université de Bourgogne.
- MILNE, B.S. (1974). — Ecological succession and bird life at a new excavated gravel pit. *Bird Study*, 21 : 263-278.
- OERTLI, B., AUDERSET JOYE, D., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D. & LACHAVANNE, J.-B. (2000). — *Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse*. OFEFP, Université de Genève.
- OERTLI, B., AUDERSET JOYE, D., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D. & LACHAVANNE, J.-B. (2002). — Does size matter ? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.*, 104 : 59-70.
- PETIT, D. (1983). — Les groupements végétaux colonisateurs des terrils du charbonnage du nord de la France : intérêts de leur étude. Pp. 155-178, in : J.M. Géhu (Ed.). *Les végétations nitrophiles et anthropogènes*. Cramer, Berlin.
- RICHARDOT, A. (1983). — *Influence de l'âge et du marnage des sablières sur quelques groupes faunistiques*. Rapport DEA, Universités de Dijon et Lyon I.
- RICKLEFS, R.E. & SCHLUTER, D. (1993). — *Species Diversity in Ecological Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- ROBERT, J.-C. (1992). — Le Piège Entomologique Composite (P.E.C.) : une technique d'échantillonnage à large spectre de l'entomofaune terrestre circulante. *Mitt. Schweiz. Ent. Ges. / Bull. Soc. ent. Suisse*, 65 : 395-411.
- ROBERT, J.-C., CRETIN, J.-Y. & PROUTEAU, C. (1991). — Typologie des carrières hors eau de Franche-Comté. — Etudes et recherches en écologie comtoise. *Les Cahiers de l'Environnement*, 10 : 1-90.
- ROCHÉ, J. (1982). — Structure de l'avifaune des étangs de la plaine de Saône : influence de la superficie et de la diversité végétale. *Alauda*, 50 : 193-215.
- SCHÄRLIG, A. (1985). — *Décider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère*. Pres- ses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.
- SILLEN, B. & SOLBRECK, C. (1977). — Effects of area and habitat diversity on bird species richness in lakes. *Ornis Scand.*, 68 : 185-192.
- SPELLERBERG, I.F. (1992). — *Evaluation and assessment for Conservation*. Chapman & Hall, London.
- TERREL, N. (1999). — *Etude faunistique des sablières à fort marnage dans la vallée de la Tille (Côte d'Or)*. DER., Université de Bourgogne.
- U.N.P.G. (2001). — *Le patrimoine écologique des zones humides issues de l'exploitation des carrières*. 5 tomes, UNPG, Paris.
- USHER, M. (Ed.) (1986). — *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman & Hall, London.
- VOISIN, J.-F. (1986). — Une méthode simple pour caractériser l'abondance des Orthoptères en milieu ouvert. *L'entomologiste*, 42 : 113-119.