

Un nouveau regard sur la diversité du vivant

Son immensité, insoupçonnée jusqu'alors et qui exigera encore des siècles d'inventaire, sa complexité, profondément méconnue, liée à ses différents niveaux d'organisation et à leurs interactions : la nature qui nous semblait familière nous échappe encore largement et dans sa structure et dans son fonctionnement. Sa fragilité aussi est une découverte et le rôle prédominant de l'homme dans l'évolution de la diversité du vivant en tous points de la planète. Un double constat qui invite à remplacer une vision linéaire des relations entre connaissance et action par la notion de « spirale d'apprentissage », dans laquelle les questions « que voulons-nous ? » et « que savons-nous ? » mobilisent l'ensemble des acteurs. D'où ce nouveau pari : socialiser la biodiversité plutôt que la sacraliser.

par Bernard CHEVASSUS-AU-LOUIS, Directeur de recherches à l'Inra, Ancien Président du Muséum national d'Histoire naturelle

Le terme « biodiversité » a été introduit en 1986 par l'entomologiste américain Edward O. Wilson pour qualifier cette réalité bien connue qu'est la diversité des formes vivantes. Le succès de ce néologisme [2] tient, à notre avis, au fait qu'il a symbolisé l'émergence et la convergence de nouvelles visions de cette diversité du vivant, aboutissant à un « nouveau regard » mettant en avant trois aspects principaux de cette diversité :

- ✓ son immensité, insoupçonnée jusqu'alors ;
- ✓ sa complexité, liée à ses différents niveaux d'organisation et à leurs interactions ;
- ✓ sa fragilité, avec la prise de conscience des impacts humains, souvent irréversibles, sur des ressources que l'on croyait, parce que vivantes, inépuisables.

C'est autour de ces trois notions que nous allons organiser cet exposé, dont certains aspects sont présentés de manière plus détaillée dans d'autres publications [11, 12].

L'immensité : la nouvelle frontière

Le recensement systématique des espèces animales commence pour l'essentiel au XVIII^e siècle. La date de 1758, publication par Linné de la dixième édition de *Systema Naturae*, est souvent considérée comme le point de départ des inventaires d'aujourd'hui, basés sur une taxinomie universellement acceptée. Linné y décrit 6 000 espèces végétales et 4 400 espèces animales, dont près du tiers sont des vertébrés. Les multiples explorations qui suivirent, liées en grande partie à l'expansion coloniale des grandes puissances européennes, ont conduit au chiffre actuel d'environ 1,7 million d'espèces recensées, au sein desquelles les vertébrés ne représentent plus que 4 % des espèces animales.

Au milieu des années soixante-dix, l'opinion majoritaire chez les biologistes était que cet inventaire de la biodiversité était, pour l'essentiel, réalisé [6]. Le développement de nouveaux outils d'exploration, plus ou moins sophistiqués, comme le *fogging* (projection d'insecticides sur l'ensemble du feuillage d'un arbre, permettant de récolter la quasi totalité de la faune d'arthropodes) ou les outils de plongée profonde qui ont permis de découvrir les biocénoses des sources hydrothermales du plancher océanique, est venu bouleverser cette vision.

De ce fait, si la découverte de nouveaux mammifères ou oiseaux est limitée à quelques espèces par an, les autres groupes, et en particulier les invertébrés, continuent à fournir une moisson annuelle de plus de 10 000 espèces nouvelles et les estimations du nombre d'espèces restant à décrire sont, pour la plupart des groupes, de l'ordre de 5 à 10 fois supérieures à celle du nombre des espèces découvertes (figure 1). Le terme « nouvelle frontière » a donc été proposé pour rendre compte de ce constat d'une vision encore extrêmement partielle et biaisée de la biodiversité.

Sur ces bases, si l'on retient une estimation relativement prudente d'environ 10 à 15 millions d'espèces, on est conduit à considérer, au rythme actuel des inventaires, qu'il faudra encore plusieurs siècles pour s'approcher d'une vision exhaustive de cette biodiversité. D'où un premier enjeu : comment définir et mettre en œuvre, sur des périodes suffisamment longues, des stratégies pertinentes d'inventaire mais aussi comment préserver des entités qui demeureront pour l'essentiel inconnues ?

A cette diversité, déjà considérable, des « êtres organisés » (constitués d'ensemble de cellules « eucaryotes », c'est-à-dire possédant un vrai noyau) s'ajoute en outre une « matière noire » infiniment moins

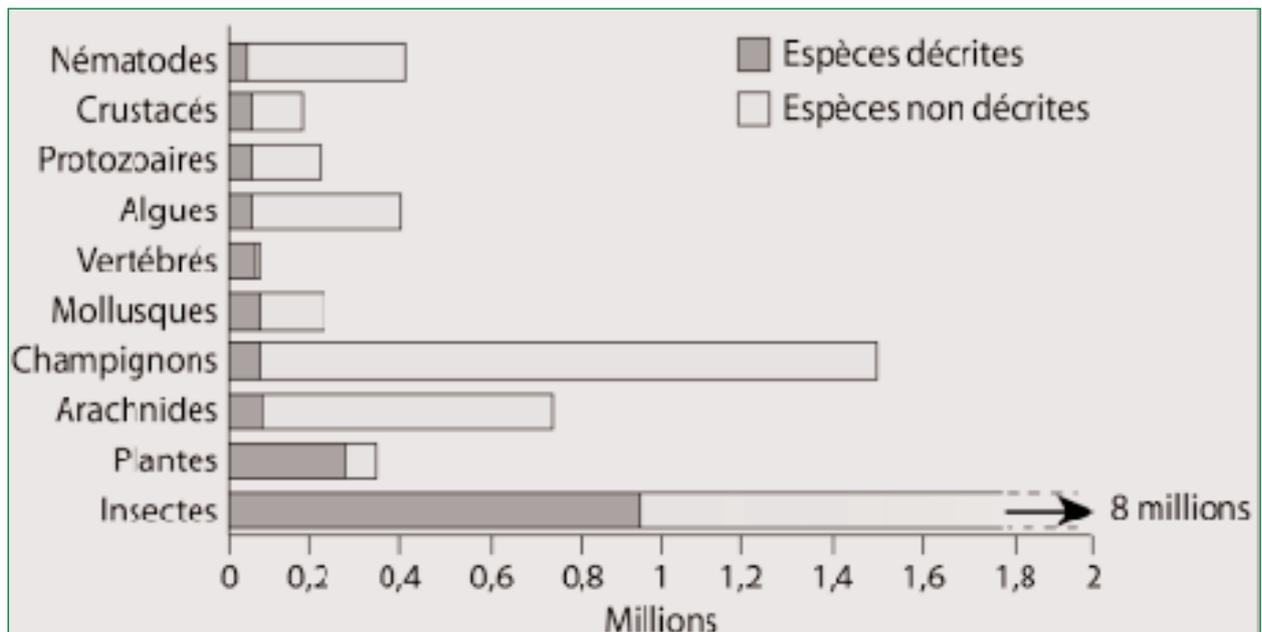


Figure 1. Estimation du nombre d'espèces décrites et restant à découvrir dans les différents groupes (d'après [42]).

connue, à savoir celle des unicellulaires eucaryotes et surtout des bactéries (dites « procaryotes » car sans noyau véritable). Sur la base de leur contenu en azote et phosphore, on estime que ces bactéries représenteraient 90 % de la matière vivante [43]. Leur nombre d'espèces pourrait dépasser le milliard [16] – à comparer aux 6 000 espèces aujourd'hui identifiées – et leur diversité évolutive serait très largement supérieure à celle des eucaryotes [30].

La complexité : la diversité au sein des espèces

A ce défi de l'inventaire des espèces est venu se surajouter une conviction de plus en plus forte des biologistes : la description de la diversité spécifique ne constituait qu'une des dimensions de la description et de la compréhension de la biodiversité et d'autres niveaux d'organisation devaient être pris en compte.

Le premier est celui de la diversité intraspécifique. On parle souvent à ce niveau de diversité génétique mais il convient de considérer un concept plus large, celui de diversité phénotypique. En effet, les traits exprimés par un individu au cours de son développement et de sa vie, qu'ils résultent d'influences génétiques ou environnementales, conditionnent son rôle dans l'écosystème : un jeune chêne, un arbre adulte et un tronc mort sont des entités écologiquement différentes et l'on reconnaît aujourd'hui l'intérêt de prendre en compte cette diversité dans la gestion d'un massif forestier.

Cette diversité intraspécifique a longtemps été sous-estimée et ceci pour au moins deux raisons :

✓ la première est conceptuelle : dans la conception de l'espèce développée par Linné, l'important était de décrire les « types », supposés refléter l'œuvre du Créateur. Les variations autour de ce type per-

mettaient éventuellement de définir la part d'aléa dans sa réalisation mais n'était pas censées fournir d'informations pertinentes ;

✓ la seconde est pratique : à la différence des espèces domestiques pour lesquelles existent de nombreuses races et variétés ayant des caractères de coloration ou de morphologie très variés, les espèces sauvages apparaissent, à l'examen visuel, constituées d'individus très similaires. D'où l'idée, que partageait Darwin, qu'en l'absence d'intervention humaine, les « mutants » étaient rares dans les populations naturelles.

Il a fallu attendre la fin des années soixante, avec l'introduction de méthodes simples d'étude de la diversité moléculaire des protéines, puis de l'ADN, pour constater que la variation intraspécifique était générale et concernait au moins autant les espèces sauvages que les espèces domestiques. Trois niveaux principaux sont à distinguer dans cette diversité : la variation entre les populations, cette notion de population étant plus ou moins aisée à établir ; la variation entre les individus à l'intérieur de chaque population, qui pourra varier d'une population à l'autre, en fonction de divers paramètres, en particulier l'importance et le degré d'isolement et l'effectif de la population et, enfin, la variation à l'intérieur de chaque individu, c'est-à-dire la diversité des allèles de chaque gène de l'individu (le « taux d'hétérozygotie »), qui va influencer certaines performances de l'individu, comme le montre l'efficacité de stratégies visant à maximiser cette diversité en croisant des lignées pures très différenciées pour produire des « hybrides F1 ».

Une telle description de l'organisation de la diversité intraspécifique sera nécessaire à la gestion rationnelle de l'espèce, qu'il s'agisse d'interventions directes (réintroduction d'individus, définition de pré-

lèvements autorisés) ou indirects (modification des habitats). Divers exemples plus ou moins médiatisés (origine des ours introduits dans les Pyrénées, repeuplement de la Loire en saumons...), ont montré la pénétration progressive de ces concepts chez les gestionnaires, mais aussi les besoins de recherches complémentaires pour mieux fonder les décisions de gestion. Pour ne prendre qu'un exemple, à partir de quel degré de différenciation génétique entre deux populations convient-il de déconseiller d'introduire des individus de l'une dans l'autre (cas des ours « slovènes » ou des saumons « canadiens ») ? La réponse est loin de faire consensus entre les experts.

Dans le cas des espèces domestiques, la prise de conscience de l'intérêt de préserver à long terme la diversité génétique a conduit également à des recherches actives pour définir des pratiques de sélection efficaces mais prenant mieux en compte cet objectif. Cette intégration des objectifs d'amélioration génétique et de conservation de la biodiversité peut en effet se révéler plus durable que des stratégies « dissociées » visant à mettre en place des opérations spécifiques de conservation des ressources génétiques dont la permanence n'est pas toujours assurée.

La complexité : la diversité des associations d'espèces



© Frédérique Fève-BIOS

L'érosion actuelle, de l'ordre de 0,1 à 1 % par siècle, est supérieure de plusieurs dizaines, voire centaines de fois, à l'érosion « naturelle » des périodes géologiques. Cette disparition des espèces n'est que le signe le plus visible des menaces pesant actuellement sur la biodiversité. Ici, le Tarpan, espèce recréée en Pologne, le dernier Tarpan sauvage étant mort en 1879, à Moscou.

C'est un lieu commun de constater que toutes les espèces ne sont pas présentes partout. Elles forment donc localement des associations originales, les biocénoses, contribuant, en interaction avec les caractéristiques du milieu physique, à des écosystèmes aux propriétés spécifiques. Par propriétés spécifiques, on entendra la manière dont se déroulent de grands cycles biogéochimiques (eau, carbone, azote...), mais aussi des propriétés fonctionnelles comme la productivité, la résistance (capacité de rester stable vis-à-vis d'une perturbation) ou la résilience (capacité de revenir à l'état actuel après une perturbation...).

Cette diversité écosystémique est répartie de manière extrêmement inégale sur la planète, avec une concentration d'écosystèmes

riches en biodiversité dans un nombre restreint de lieux, les fameux « points chauds », pour la plupart en zone intertropicale [22].

Du fait de notre connaissance limitée de l'inventaire des espèces, on peut s'interroger sur la véritable nature de ces points chauds : une connaissance plus exhaustive ne révélerait-elle pas d'autres points chauds ou, au contraire, une distribution plus homogène de la biodiversité ? Plusieurs arguments militent cependant en faveur de la réalité de ce phénomène. Tout d'abord, il apparaît que, pour des groupes relativement bien connus (plantes, vertébrés), on observe de bonnes corrélations positives entre leur richesse spécifique dans différents milieux [37]. Une forte biodiversité d'un groupe serait donc prédictive

d'une biodiversité plus générale. Le second argument est que ces zones ont souvent une histoire qui explique la richesse et l'originalité de leur biodiversité. On peut citer le pourtour méditerranéen, qui a servi de refuge à de nombreuses espèces animales et végétales lors des dernières glaciations et qui a conservé une biodiversité beaucoup plus riche que les zones plus nordiques de l'Europe, recolonisées plus récemment à partir de ces refuges.

Si elle est réelle, cette diversité des écosystèmes mérite-t-elle pour autant protection ? Cette question peut apparaître surprenante, voire choquante pour les défenseurs de la biodiversité. Elle mérite cependant d'être examinée, ne serait-ce que parce qu'elle est, de fait, posée à chaque fois que des activités humaines conduisent à modifier, voire à faire disparaître des écosystèmes. Nous n'évoquons ici que deux aspects de ce débat.

Le premier est celui du caractère irréversible de la perte d'un écosystème. On pourrait en effet considérer que, dès lors que les espèces de la biocénose sont présentes dans une vaste zone biogéographique, il serait, au moins théoriquement, possible de reconstituer un écosystème en regroupant des individus des différentes espèces constitutives, prélevés en un autre lieu. Outre son caractère peu réaliste (il faudrait connaître

de manière exhaustive la composition de la biocénose), cette hypothèse néglige le fait que, dans un écosystème, les individus d'une espèce donnée peuvent avoir évolué sous la pression du milieu ou des autres espèces de la biocénose et peuvent présenter de ce fait des caractéristiques originales, propres à cet écosystème. Ainsi, la virulence d'une pathologie vis-à-vis d'un même hôte peut se révéler plus forte lorsqu'il est transféré dans un autre écosystème [19]. Cette dimension « émergente » des propriétés d'un écosystème constitue donc un argument fort en faveur de leur préservation.

Le second aspect du débat est relatif au caractère « indispensable » de toutes les espèces présentes au sein d'un écosystème. Autrement dit, existe-t-il dans un écosystème une hiérarchie des espèces, certaines apparaissant nécessaires et d'autres facultatives ? Pour comprendre la portée de cette interrogation, il faut rappeler que l'intérêt d'une biodiversité élevée – à ses différents niveaux d'organisation – ne peut être considéré comme une évidence et constitue au contraire une problématique ancienne mais encore très active des recherches en écologie, tant sur le plan théorique qu'expérimental [1, 5, 24, 25, 26, 38].

Apporter des réponses à de telles questions, réponses qui pourraient d'ailleurs ne pas être univoques, constitue un enjeu majeur pour la recherche.



© Stefano de Luigi/CONTRASTO-REA

Plus récemment, la question de la surexploitation s'est étendue aux autres vertébrés, en particulier aux poissons, alors que leur forte fécondité constituait a priori une caractéristique autorisant des taux de prélèvement élevés. On estime aujourd'hui que plus des trois quarts des stocks de poissons pêchés sont pleinement exploités ou surexploités.

Groupe	Nombre d'espèces	Extinctions observées	Extinctions attendues	R
Mammifères	4 500	50	0,04 à 0,4	125-1250
Oiseaux	9 500	40	0,09 à 0,9	44-444
Reptiles	6 300	8	0,06 à 0,6	13-133
Amphibiens	4 200	5	0,04 à 0,4	12-125
Poissons	24 000	150	0,24 à 2,4	62-625
Total Vertébrés	48 500	260	0,48 à 4,8	54-540
Total Plantes	270 000	270	2,7 à 27	10-100

Tableau. Comparaison des taux d'extinction observé chez les vertébrés et chez les plantes au 20^e siècle et des taux « naturels » attendus, dans l'hypothèse d'une durée de vie des espèces de 1 à 10 millions d'années. R mesure le rapport entre les taux observés et attendus. D'après [39].

Indiquons cependant que ces réponses, quelles qu'elles soient, ne sauraient dicter les décisions. Le fait de protéger ou non une espèce peut faire intervenir bien d'autres considérations légitimes que l'analyse de son rôle écologique (éthiques, politiques, socioéconomiques [11]) mais il importe, dans ce cas, que ces considérations soient explicitées, si l'on veut éviter une instrumentalisation de l'écologie scientifique.

La fragilité : la « crise de la biodiversité »

Le contexte de l'étude de la biodiversité a profondément changé depuis le début du 18^e siècle. Il s'agissait alors d'étudier une situation supposée stable, de visiter l'œuvre du Créateur, et d'en récolter les bienfaits. La découverte des faunes disparues, puis les hypothèses transformistes du 19^e siècle n'ont finalement que peu modifié ce point de vue, dès lors que les espèces apparaissaient, à l'échelle humaine, des entités stables. Le fait que la biodiversité pouvait évoluer à l'échelle humaine, que des espèces disparaissaient à une vitesse très supérieure à celle présidant à l'évolution « naturelle », est donc pour l'essentiel un constat de la seconde moitié du XX^e siècle, symbolisé par les deux ouvrages quasi simultanés de Rachel Carlson [9] et de Jean Dorst [15].

En ce qui concerne la disparition « naturelle » des espèces, on sait aujourd'hui que ce phénomène n'est pas régulier. Il est en effet marqué par des « crises d'extinction », que l'on cherche à relier à des événements géologiques ou astronomiques majeurs [13, 21]. Cinq crises principales ont été aujourd'hui recensées au cours des 500 derniers millions d'années, dont la dernière, la plus médiatisée mais peut-être pas la plus forte, est celle de la fin de l'ère secondaire, avec en particulier la fin des dinosaures.

Outre cette fluctuation temporelle, il semble exister une variation de la « durée de vie » des espèces, que certains auteurs cherchent à relier à des traits de vie particuliers de ces espèces [28] : les espèces de gran-

de taille, prédatrices ou symbiotiques, seraient ainsi plus vulnérables que des espèces de bas niveau trophique ou de petite taille.

Enfin, ces estimations de durée de vie moyenne des espèces au cours des temps géologiques sont entachées d'une très forte incertitude, liée notamment à l'imprécision de la notion d'espèce pour des groupes fossiles et à la sur-représentation des taxons ayant eu une longue durée de vie [17, 21, 32]. Ces travaux permettent cependant d'avancer un ordre de grandeur de quelques millions d'années (on cite souvent le chiffre de 5), avec des valeurs plus fortes pour les invertébrés que pour les vertébrés et les plantes.

L'estimation actuelle du taux de disparition des espèces est plus aisée à obtenir, même si elle ne concerne qu'un petit nombre de groupes. L'homme a en effet pu observer des disparitions d'espèces, souvent concomitantes de sa colonisation des milieux, comme la disparition des oiseaux non volants des îles du Pacifique et de l'Océan Indien [41], dont le dodo de l'île Maurice, disparu au milieu du 18^e siècle, constitue l'exemple emblématique. Si elle a commencé il y a plusieurs siècles, cette disparition des espèces est difficile à chiffrer précisément avant le 20^e siècle, du fait du caractère lacunaire des informations antérieures. Par contre, on dispose d'informations précises pour le 20^e siècle, en particulier pour les plantes et les vertébrés. Le tableau ci-dessus donne la répartition des quelques 500 espèces dont la disparition a été enregistrée et compare ces nombres à ceux attendus pour une durée de vie « naturelle » des espèces de 1 à 10 millions d'années. Il apparaît que l'érosion actuelle, de l'ordre de 0,1 à 1 % par siècle, est supérieure de plusieurs dizaines, voire centaines de fois, à l'érosion « naturelle » des périodes géologiques.

Cette disparition des espèces n'est que le signe le plus visible des menaces pesant actuellement sur la biodiversité. Pour préciser l'analyse, l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature, devenue Union mondiale pour la nature) a proposé plu-

sieurs catégories, allant de « non menacée » à « critique ». Cette étude montre que l'ensemble des espèces considérées comme « menacées » ou « critiques » est très supérieur à celui des espèces aujourd'hui éteintes. Ainsi, pour plus de 18 000 espèces de mammifères, oiseaux et amphibiens (soit environ 90 % des espèces connues), on recense 245 espèces éteintes dans la nature (certaines survivent en zoo) pour 2 226 espèces, soit 12 % du total, dans ces catégories « menacées » et « critiques » et cette proportion atteint 27 % pour les seuls amphibiens. En outre, pour des groupes comme les oiseaux, suivis depuis 1988, la situation semble se dégrader, le nombre d'espèces dans les catégories « menacées » à divers titres étant en augmentation.

Enfin, des approches indirectes sur lesquelles nous reviendrons, basées sur la réduction des habitats, fournissent dans certains milieux comme les forêts tropicales des taux d'extinction considérablement plus élevés que les estimations directes, de l'ordre de 0,1 à 0,3 % par an [29], c'est-à-dire de 1 000 à 10 000 fois supérieurs aux taux d'extinction naturelle.

Soulignons, pour clore ce développement, que l'essentiel des données porte sur la diversité des espèces. Les autres niveaux d'organisation évoqués précédemment ne font l'objet que d'études ponctuelles, nombreuses, mais difficiles à relier dans la durée.

Les causes de l'érosion de la biodiversité

L'importance de l'érosion actuelle de la biodiversité conduit à l'évidence à incriminer les activités humaines, au sens large, dans cette évolution.

Le premier type d'activités que l'on peut légitimement impliquer est l'exploitation directe de certaines espèces, en particulier des mammifères et des oiseaux, dont les caractéristiques biologiques (longue durée de vie, faible fécondité) limitent le surplus exploitable durablement. Les exemples des baleines, des éléphants, des bisons d'Amérique du Nord, des grands oiseaux non volants de l'hémisphère sud, attestent de la capacité de l'homme de réduire considérablement, voire de faire disparaître certaines espèces.

Plus récemment, cette question de la surexploitation s'est étendue aux autres vertébrés, en particulier aux poissons, alors que leur forte fécondité constituait *a priori* une caractéristique autorisant des taux de prélèvement élevés. On estime aujourd'hui que plus des trois quarts des stocks de poissons pêchés sont pleinement exploités ou surexploités [14]. En outre, Jackson et al. [20] insistent sur le fait que ces données quantitatives ont longtemps masqué des évolutions qualitatives préoccupantes, comme la réduction de la taille des individus, la modification progressive de la composition spécifique des communautés et une dérive des écosystèmes vers une majorité d'espèces à bas niveaux trophiques, ces phénomènes rendant problématique la restauration des stocks, même en cas d'arrêt de leur exploitation.

Sans nier l'impact de la surexploitation sur la raréfaction, voire la disparition de certaines espèces, l'attention des scientifiques s'est peu à peu déplacée sur d'autres causes, indirectes mais tout aussi – voire plus – déterminantes de la réduction de la biodiversité : la destruction des habitats, d'une part, les introductions d'espèces, d'autre part.

Les conséquences de la destruction ou de la réduction des habitats ont été interprétées dans le cadre de la théorie insulaire de Mc Arthur et

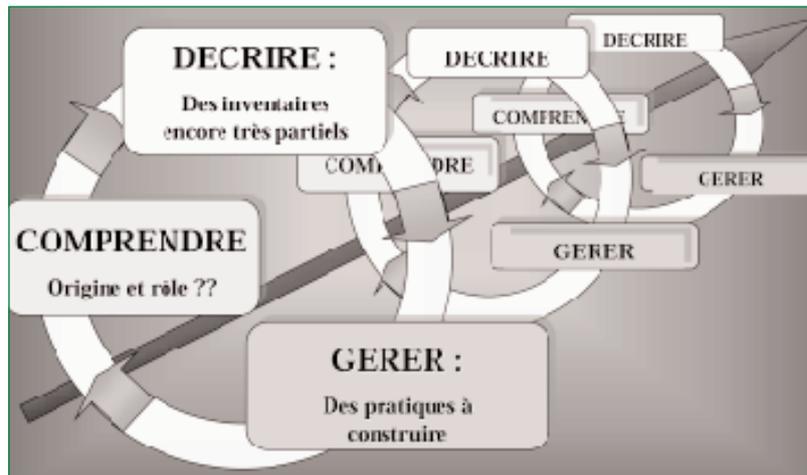


Figure 2. La « spirale d'apprentissage » (d'après [11]).

Wilson [27], dont l'un des concepts centraux est que les grandes surfaces sont plus riches en espèces que les petites. Le corollaire de cette approche est que la réduction des habitats conduit inéluctablement à une réduction de la biodiversité globale au sein de ces habitats, selon une loi exponentielle du type $N = CSz$ (S est la surface de l'habitat, N le nombre d'espèces, C et Z des constantes à ajuster selon le groupe d'espèces et les milieux). En prenant pour Z des estimations empiriques de l'ordre de 0,3 on aboutit par exemple à la conclusion qu'une réduction de la taille d'un habitat d'environ 10 % aboutit à une perte globale de biodiversité d'environ 3 %. C'est sur de tels modèles, qui fournissent des estimations de perte de la biodiversité beaucoup plus élevées que les recensements directs (voir tableau 1), que sont basées les analyses précédemment évoquées annonçant des valeurs d'érosion 1 000 à 10 000 fois supérieures à celles des rythmes naturels [29, 33]. Indiquons enfin que ces modèles ne

sont pas extrêmes, car ils supposent une possibilité de recolonisation de ces habitats réduits à partir de « refuges » continuant à abriter des espèces différentes. Si ces refuges disparaissent, autrement dit si les « îles » sont définitivement isolées, on doit considérer une relation de stricte proportionnalité ($Z = 1$) entre la taille résiduelle des habitats et le nombre d'espèces abritées, ce qui augmente encore les estimations de la vitesse actuelle d'érosion de la biodiversité [33].

Une conséquence de cette relation de stricte proportionnalité, que nous ne ferons qu'évoquer, est de remettre en question les stratégies de protection de la biodiversité basées sur des « réserves » (Parcs nationaux, réserves de biosphère...). En effet, dans le modèle insulaire classique, un taux de mise en réserve limité, de l'ordre de 20 %, permettrait de conserver une fraction importante (plus de 60 %) de la biodiversité. Dans ce modèle proportionnel, cette fraction n'est plus que de 20 %. D'où la nécessité d'une autre stratégie, intégrant la conservation de la biodiversité au sein de la nature « ordinaire », et donc une interaction avec les autres activités humaines [18, 22].

Indiquons enfin que cette réduction des habitats peut prendre des formes beaucoup plus cryptiques que leur disparition pure et simple. Ainsi, dans les milieux aquatiques, les obstacles physiques à la migration ou le comblement des substrats pierreux des zones amont des rivières par les sédiments argileux issus de l'érosion des sols agricoles rendent ces zones impropres à la reproduction de certains poissons comme les truites ou les saumons, alors que la qualité physico-chimique de l'eau ne semble pas affectée [40]. Il en est de même des pollutions diverses, qui peuvent exclure de fait de nombreuses espèces sensibles de leurs habitats naturels, alors que les niveaux de pollution ne sont pas problématiques en termes de santé humaine.

La seconde cause indirecte de l'érosion de la biodiversité est celle, qui peut sembler *a priori* paradoxale, de l'introduction d'espèces. Ce phénomène n'est, certes, pas nouveau mais il a pris cependant depuis le néolithique, et *a fortiori* au cours des deux derniers siècles, une ampleur inédite. Selon Pascal et al. [31], le taux d'invasions biologiques de vertébrés en France au cours de la période 1945-2002, serait 200 fois supérieur à celui estimé avant le XVII^e siècle.

Si certaines de ces introductions s'intègrent dans les faunes et les flores locales sans avoir de conséquences négatives évidentes, comme l'extension du lapin en Europe du Nord [7], et ont même contribué à augmenter la biodiversité locale [34, 35, 36], d'autres ont des conséquences clairement néfastes, en particulier dans les milieux insulaires. Ainsi, l'introduction de gastéropodes comme l'achatine (*Achatina fulcata*) dans les îles polynésiennes semble à l'origine de la disparition de nombreuses espèces autochtones et spécifiques de chacune de ces îles, comme les gastéropodes du genre *Partula*. Un autre exemple, très

controversé, est l'introduction dans les grands lacs africains comme le lac Victoria d'un poisson prédateur, la perche du Nil (*Lates niloticus*). Cette introduction aura en effet permis le développement d'une pêche industrielle prospère, mais aurait eu également des impacts très négatifs sur la faune piscicole endémique, particulièrement riche, de ces milieux [23].

En outre, les introductions d'espèces peuvent conduire à favoriser la dispersion d'autres espèces, déjà présentes mais qui peuvent devenir invasives. Ainsi, les grandes épidémies de peste en Europe occidentale auraient été rendues possibles par l'extension, dès l'époque romaine, de l'aire de répartition du rat noir à partir du Moyen-Orient, avec adaptation du bacille de la peste à des puces endémiques européennes [3, 4].

Enfin, même lorsque les introductions d'espèces conduisent à augmenter la biodiversité locale ou régionale dans un premier temps, c'est souvent à travers une « banalisation » des biocénoses (extension d'espèces cosmopolites) dont les conséquences à long terme sont difficiles à prédire [36].

Ces introductions d'espèces ne résultent en outre que rarement de politiques délibérées. Des aménagements comme le canal de Suez, auquel on doit l'implantation en Méditerranée orientale de près de 300 espèces issues de la Mer Rouge [23] ou les eaux de ballast des pétroliers – 12 milliards de tonnes chaque année –, qui transfèrent d'un océan à l'autre des centaines d'espèces marines [8, 14] sont sans doute à l'origine de l'introduction non intentionnelle de très nombreuses espèces. C'est pourquoi les politiques ne visant qu'à limiter les introductions volontaires d'espèces sont sans doute insuffisantes pour faire face à cette « mondialisation » de la biodiversité.

A ces causes présentes d'érosion s'ajoutent les perspectives du changement climatique, dont l'ampleur et, surtout, la rapidité apparaissent sans précédent à l'échelle historique et peut-être même à l'échelle de l'apparition d'une grande partie des espèces animales et végétales actuelles. Là aussi, nous soulignerons les lacunes de nos connaissances sur les capacités d'adaptation de la biodiversité, qu'il s'agisse de l'adaptation des individus (quels sont les extrêmes climatiques qu'ils peuvent supporter ponctuellement ou chroniquement ?), des espèces (la sélection naturelle permettra-t-elle une adaptation suffisamment rapide ?) ou des écosystèmes (quelles seront les conséquences des fluctuations d'abondance de certaines espèces sur les propriétés fonctionnelles d'un écosystème ?).

Conclusion

Le « nouveau regard » sur la diversité du vivant que nous avons présenté intègre en fait deux prises de conscience, à la fois distinctes et complémentaires, quant aux relations de l'homme et de la nature. La première est celle d'une méconnaissance profonde d'une

nature qui nous semblait familière mais dont la structure et le fonctionnement ne sont perçus de fait que d'une manière très partielle et, sans doute, biaisée, comme nous l'avons montré dans le cas des microorganismes. La seconde est celle du rôle désormais prédominant de l'homme, à travers l'ensemble de ces actions, dans l'évolution de cette diversité du vivant en tous points de notre planète.

Ce double constat rend donc caduque une vision linéaire conditionnant l'action à l'élaboration préalable de connaissances objectives et nous amène à promouvoir la notion de « spirale d'apprentissage » [11], dans laquelle les trois aspects de description, de compréhension et de gestion se développent simultanément et progressent de manière interactive (figure 2). Dans cette conception, les questions « que savons-nous ? » et « que voulons-nous ? » sont donc fortement imbriquées, d'où la nécessité impérieuse d'impliquer l'ensemble des acteurs dans cette démarche. « Socialiser » la biodiversité plutôt que de la sacrifier, c'est le pari – par certains aspects pascalien – de ce nouveau regard.

Bibliographie

- [1] Abadie, L., Lateltin E., Chapitre IV. *Biodiversité des écosystèmes et changements globaux*. In Chevassus-au-Louis et Barbault (coord). Voir référence [10], (2004).
- [2] Aubertin, C., *L'ascension fulgurante d'un concept flou*. *La Recherche*, 333, 84-87, (2000).
- [3] Audouin-Rouzeau, F., Vigne, J.D., *La colonisation de l'Europe par le rat noir (Rattus rattus)*. *Revue de Paleobiologie*, 13, 125-145, (1994).
- [4] Beaucournu, J.C., *A propos du vecteur de la peste en Europe occidentale au cours de la deuxième pandémie*. *Bull. Soc. Fr. de Parasitol.*, 13, 233-252, (1995).
- [5] Blandin, P., Barbaul, T. R., Lecordier, C., *Réflexions sur la notion d'écosystème : le concept de stratégie cénotique*. *Bulletin d'écologie*, 7 (4), 391-410. (1976).
- [6] Bouchet, P., *L'insaisissable inventaire des espèces*. *La Recherche*, 333, 40-45, 2000.
- [7] Callou, C., *De la garenne au clapier. Etude archéozoologique du Lapin en Europe occidentale*. *Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle*, 189, 358p, (2003).
- [8] Carlton, J.T., Geller, J.B., *Ecological Roulette : the Global Transport of Nonindigenous Marine Organisms*. *Science*, 261, 78-82, (1993).
- [9] Carlson, R., *Silent Spring*. Edition française « *Le Printemps silencieux* », collection Le Livre de Poche, 1968, (1962).
- [10] Chevassus-au-Louis, B., Barbault, T.R., (coord.), *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche*. Ed. adpf Ministère des Affaires étrangères Isbn 2-914935-27-7., (2004). téléchargeable à <http://www.adpf.asso.fr/adpf-publi/folio/textes/biodiversite.pdf>
- [11] Chevassus-au-Louis, B., Barbault, R., Blandin, P., Chapitre VIII. *Que décider ? Comment ? Vers une stratégie nationale de recherche sur la biodiversité pour un développement durable*. In Chevassus-au-Louis et Barbault (coord). Voir référence [10], (2004).
- [12] Chevassus-au-Louis, B., *Les enjeux de la biodiversité animale*. *Bull. Acad. Vét. France*, 158, 91-110, (2005).
- [13] Courtillot, V., *La dynamique du globe contrôle-t-elle l'évolution des espèces ?* In *Université de tous les savoirs vol. 1 : Qu'est-ce que la vie ?* Ed. Odile Jacob, Paris. p. 149-162, (2000).
- [14] Cury, P., Morand, S., Chapitre III. *Biodiversité marine et changements globaux : une dynamique d'interactions où l'humain est partie prenante*. In Chevassus-au-Louis et Barbault (coord). Voir référence [10], (2004).
- [15] Dorst, J., *Avant que Nature meure*. Ed. Delachaux et Niestlé, Paris, (1965).
- [16] Dykhuizen, D. E., *Santa Rosalia revisited : why are there so many species of bacteria ?* *Antonie van Leeuwenhoek*, 73, 25-33, (1998).
- [17] Foote, M., *Inferring temporal patterns of preservation, origination, and extinction from taxonomic survivorship analysis*. *Paleobiology*, 27, 602-630, (2001).
- [18] Genot, J.C., Barbault, R., Chapitre VII. *Quelle politique de conservation ?* In Chevassus-au-Louis et Barbault (coord). Voir référence [10]. (2004).
- [19] Guegan, J.F., Renaud, F., Chapitre V. *Vers une écologie de la santé*. In Chevassus-au-Louis et Barbault (coord). Voir référence [10], (2004).
- [20] Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., et al. *Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems*. *Science*, 293, 629-638, (2001).
- [21] Janvier, P., *D'une extinction à l'autre*. *La Recherche*, 333, 52-56, (2000).
- [22] Heywood, V., *Les multiples facettes de la conservation*. *La Recherche*, 333, 97-101, (2000).
- [23] Lévêque, C., *Symptômes de la mondialisation*. *La Recherche*, 333, 63-67, (2000).
- [24] Loeuille, N., Loreau, M., *Nutrient enrichment and food chains : can evolution buffer top-down control ?* *Theoretical Population Biology*, 65, 285-298. (2004).
- [25] Loreau, M., Behera, N., *Phenotypic Diversity and Stability of Ecosystem Processes*. *Theoretical Population Biology*, 56, 29-47. (1999).
- [26] Loreau, M., Naem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A., *Biodiversity and ecosystem functioning : current knowledge and future challenges*. *Science*, 294, 804-808, (2001).
- [27] Mac Arthur, R.H., Wilson, E.O., *The Theory of Island Biogeography*. Ed. Princeton University Press. p. 1-24. (1967).
- [28] Mc Kinney, M.L., *Extinction Vulnerability and Selectivity : Combining Ecological and Paleontological Views*. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28, 495-516, (1997).
- [29] Olivieri, I., Vitalis, R., *La biologie des extinctions*. *Médecine/sciences*, 17, 63-69, (2001).
- [30] Oren, A., *Prokaryote diversity and taxonomy : current status and future challenges*. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 359, 623-638. (2004).

- [31] Pascal, M., Lorvelec, O., Vigne, J.D., *Holocene turnover of the French vertebrate fauna. Biological Invasions*, 7, 99-106. (2005).
- [32] Regan, H.M., Lupia, R.L., Drinnman, A.N., Burgman, M.A., *The Currency and Tempo of Extinction. The American Naturalist*, 157, 1-10. (2001).
- [33] Rosenzweig, M.L., *La biodiversité en équation. La Recherche*, 333, 40-45. (2000).
- [34] Rosenzweig, M.L., *The four questions : What does the introduction of exotic species do to diversity ? Evolutionary Ecology Research*, 3, 361-367. (2001).
- [35] Sax, D.F., Gaines, S.D., Brown, J.H., *Species invasions exceed extinctions on islands worldwide : a comparative study of plants and birds. American Naturalist*, 160, 766-783. (2002).
- [36] Sax, D.F., Gaines, S.D., *Species diversity : from global decreases to local increases. Trends in Ecology and Evolution*, 18, 561-566. (2003).
- [37] Schulze, C.H., Waltert, M., Kessler, P.J.A., Pitopang R., Shahabuddin, Veddeler, D., Muhlenberg, M., Gradstein, S.R., Leuschner, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., *Biodiversity Indicator Groups of Tropical Land-Use Systems : Comparing Plants, Birds, and Insects. Ecological Applications*, 14, 1321-1333, (2004).
- [38] Stuart, Chapin III F.S., Walker, B.H., Hobbs, R.J., Hooper, D.U., Lawton, J.H., Sala, O.E., Tilman, D., *Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. Science*, 277, 500-504, (1997).
- [39] Teyssedre A Chapitre II. *Vers une sixième grande crise d'extinction ?* In Chevassus-au-Louis et Barbault (coord). Voir référence, (2004).
- [40] Thibault, M., Guirriec, H., Huet, G., Kermarrec, J.Y., Nihouarn, A., Pennec, Y., Porcher, J.P., Touzery, H., *Le saumon Atlantique en Bretagne. Situation actuelle et perspectives.* In : M. Thibault et R. Billard, Ed., *Restauration des rivières à saumons.* Inra, Paris pp. 327-334. ISBN 2-85340-964-3, (1987).
- [41] Tyrberg, T., *Les oiseaux perdus d'Océanie. La Recherche*, 333, 24-27, (2000).
- [42] WCMC Global Biodiversity : *Status of Earth's Living Resources.* Ed. Chapman et Hall, London. 585 p, (1992).
- [43] Whitman, W., Coleman, D.C., Wiebe, W.J., *Prokaryotes : the unseen majority. Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 95, 6578-6583, (1998).

